

Az avarlebomlás folyamatainak karakterisztikái dunántúli kisvízfolyásokban

DOI:10.18136/PE.2017.651

Doktori (PhD) értekezés



Hubai Katalin Eszter

Témavezető:

Prof. Dr. Padisák Judit, intézetigazgató egyetemi tanár, az MTA Doktora
Pannon Egyetem, Környezettudományi Intézet, Limnológia Intézeti Tanszék

Pannon Egyetem

Kémiai és Környezettudományi Doktori Iskola

Veszprém

2017

Az avarlebomlás folyamatainak karakterisztikái dunántúli kisvízfolyásokban

Írta:

Hubai Katalin Eszter

Készült a Pannon Egyetem Kémiai és Környezettudományi Doktori Iskolája keretében

Témavezető: Prof. Dr. Padisák Judit

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

.....

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton%-ot ért el.

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: igen / nem

.....

(aláírás)

Bíráló neve: igen / nem

.....

(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján%-ot ért el.

Veszprém,

.....

a Bíráló Bizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése

.....

az EDHT elnöke

Tartalomjegyzék

Ábrák jegyzéke.....	3
Képek jegyzéke	5
Táblázatok jegyzéke	6
Kivonat	7
Abstract	8
Zusammenfassung	9
1. Bevezetés.....	10
2. Szakirodalmi áttekintés	12
2. 1. Az avarle bomlás folyamata	12
2. 2. Avarle bomlási vizsgálatok során leggyakrabban alkalmazott modellek.....	19
2. 3. A Torna-patakon végzett korábbi kísérletek	20
3. Célkitűzés	22
3. 1. Avarle bomlás szakaszainak vizsgálata	22
3. 2. Hogyan függ az avarle bomlás üteme az környezet hőmérsékletétől.....	22
3. 3. Invazív és idegenhonos fafajok avarle bomlásának vizsgálata.....	22
4. Anyag és Módszer	23
4. 1. Mintavételi helyszínek	23
4. 2. Kísérletek felépítése és kivitelezése	26
4. 3. Vízkémiai adatok.....	28
4. 4. Az avarle bontás szakaszainak vizsgálata	28
4. 5. Tapolca-patakon és a Kétöles-patakon végzett kísérletek kivitelezése és az adatok feldolgozása	29
4. 6. Idegenhonos, invazív fajok le bomlásának vizsgálata.....	30
4. 7. Adatok feldolgozása	30
4. 8. Az egyes le bomlási folyamatok elkülönítésére kidolgozott modell	31
4. 9. Az avaron megtelepedők gomba biomassza meghatározása, ergoszterol koncentráció alapján	33
4. 10. Statisztikai elemzés	33
5. Eredmények.....	35
5. 1. Avarle bomlás jellemzői a vörösiszap katasztrófa után.....	35
5. 2. Avarle bomlás hőmérséklet függése.....	43
5. 2. 1. Vízkémiai adatok.....	43
5. 2. 2. Avarle bomlás.....	44
5. 2. 3. Az ergoszterol koncentráció változása	47

5. 3. Idegenhonos és invazív fajok avarlebonlása	51
6. Diszkusszió.....	53
6. 1. Avarlebonlás jellemzői a Torna-patakban a vörösiszap katasztrófát követően és a regeneráció után	53
6. 2. Avartömegek időbeli változása a Tapolca-patakban és a Kétöles-patakban	61
6. 3. Ergoszterol koncentráció és gomba biomassza értékek változása.....	64
6. 4. Idegenhonos és invazív fajok bomlási ütemének vizsgálata	66
7. Összegzés	69
8. Köszönetnyilvánítás	71
9. Irodalomjegyzék.....	72
10. Tudományos tevékenység adatai	92
11. Eredmények tézisszerű összefoglalása	96
11. 1. Avarlebonlás vizsgálata a vörös iszap katasztrófát követően.....	96
11. 2. Avarlebonlás ütemének vizsgálata különböző hőmérsékletű patakokban	97
11. 3. Invazív és idegenhonos fajok avarlebonlásának vizsgálata.....	98
12. Results of the studies.....	99
12. 1. Leaf litter decomposition after red sludge disaster.....	99
12. 2. Leaf breakdown in streams with different water temperature	100
12. 3. Leaf litter decomposition of invasive and non-native leaf types	101
Mellékletek.....	102

Ábrák jegyzéke

1. ábra: Lebontás szakaszai és az egyes szakaszok domináns szervezetei egy mérsékelt övi patakban (Sigee, (2005) nyomán)

2. ábra: A Torna-patakban, a Tapolca-patakban és a Kétöles-patakban zajló kísérletek helyszínei (rövidítések: T1: Torna-patak Ajka-tósokberénd; T2: Torna-patak, Devecser; TT-Tapolca-patak, Tapolca; RT – Tapolca-patak, Raposka; RK – Kétöles-patak, Raposka)

3. ábra: Torna-patakon végzett kísérletsorozat kísérleti helyszíneinek és kísérleteinek elhelyezkedése, a katasztrófa utáni (POST 2011), a regenerációt követő (POSTRE 2012) és a regenerációt követő referencia kísérlet (POSTREF 2012), valamint a korábban végeztek katasztrófa előtti kísérlet (PRE 2009)

4. ábra: A modell által megadott ($\rightarrow M_{mod}$) és a kísérletből kapott ($\rightarrow M_{obs}$) lebomlási görbék (Mobs: kísérletben visszamaradó száraz avar tömege; Mmod: modell alapján meghatározott visszamaradó száraz avar tömeg; küszöbérték makrogerinctelen tevékenység: az érték ameddig a visszamaradó száraz avar tömeg lecsökken, ha csak a makrogerinctelen tevékenysége csökkenti, amennyiben 10g a kiindulási tömeg; küszöbérték fizikai aprózódás és kisodródás: az érték ameddig a visszamaradó száraz avar tömeg csökken, ha csak a fizikai aprózódás és kisodródás csökkenti, amennyiben 10g a kiindulási tömeg)

5. ábra: a.) kobs a kísérletből kapott k-értékek eloszlása (POST, POSTRE, POSTREF) b.) kmod a modellből kapott k-értékek (páros t-próba: POST, POSTRE, POSTREF) (A boxplot ábrán a vastag a vízszintes vonal a k-értékek mediánját, a doboz alsó és felső éle az alsó és felső kvartilist a bajuszok végei pedig az adatok kiugró értékek nélküli tartományát adják meg)

6. ábra: A kísérlet során kapott (kobs) és a modell által generált (kmod) k értékek eloszlása . Rövidítések: Apse: hegyi juhar; Bpen: közönséges nyír; Forn: virágos kőris; Fsyl: bükk; Phy: platán; Pop: nyár; Qpet: kocsánytalan tölgy; Salb: fehér fűz; Tcor: kislevelű hárs (Az error plot ábrán a jelölő a k-értékek átlag értékét, a bajuszok végei pedig az adatok SD értékeit adják meg)

7. ábra: Égeravar tömegének változása az idő függvényében a három mintavételi helyen 2014. 01.23-tól 2016.06.11-ig (Rövidítések zsák: 3 mm lyukbőségű anyagból készült avarzsák, planktonháló: 100µm lyukbőségű anyagból készült avarzsák)

8. ábra: Fűzavar tömegének változása az idő függvényében a három mintavételi helyen 2014. 01.23-tól 2016.06.11-ig (Rövidítések zsák: 3 mm lyukbőségű anyagból készült avarzsák, planktonháló: 100 μ m lyukbőségű anyagból készült avarzsák)

9. ábra: Nyáravar tömegének változása az idő függvényében a három mintavételi helyen 2014. 01.23-tól 2016.06.11-ig (Rövidítések zsák: 3 mm lyukbőségű anyagból készült avarzsák, planktonháló: 100 μ m lyukbőségű anyagból készült avarzsák)

10. ábra: A nagy lyukbőségű ($\varnothing=3$ mm) és a planktonhálós ($\varnothing=100\mu$ m) zsákokból meghatározott ergoszterol koncentrációk eloszlása. (Az error plot ábrán a jelölő az ergoszterol koncentráció átlag értékét, a bajuszok végei pedig az adatok SD értékeit adják meg)

11. ábra: A nagyobb lyukbőségű zsákokból ($\varnothing= 3$ mm) meghatározott ergoszterol mennyiségek a.) az éger avar, b.) a fűz avar és c.) a nyár avar esetében 2014.01.23-tól 2014.03.05-ig

12. ábra: A planktonhálóból készült zsákokból ($\varnothing= 100\mu$ m) meghatározott ergoszterol mennyiségek a.) az égeravar, b.) a fűz avar és c.) a nyár avar esetében 2014.01.23-tól 2014.03.05-ig

13. ábra: A vizsgált fajokra vonatkozó bomlási együttható értékek Torna-patakban a.) Devecsernél, b.) Ajka- Tósokberéndnél c (A boxplot ábrán a vastag a vízszintes vonal a k-értékek mediánját, a doboz alsó és felső éle az alsó és felső kvartilist a bajuszok végei pedig az adatok kiugró értékek nélküli tartományát adják meg)

Képek jegyzéke

- 1. kép:** Az átszakadt vörösiszap tároló nyugati gátja (Forrás: http://old.mta.hu/mta_hirei/osszefoglalo-a-vorosizsap-katasztrofa-elharitasarol-a-karmentesitesrol-es-a-hosszu-tavu-teendokrol-125859/)
- 2. kép:** Torna-patak Devecsernél a.) 2011-ben, b.) 2012-ben
- 3. kép:** Torna-patak Ajka- Tósokberéndnél 2012-ben
- 4. kép:** Kétöles-patak Raposkánál (2014.02.26.)
- 5. kép:** Tapolca-patak a.) Tapolcán (2014.01.25.) és b.) Raposkánál (2014.04.02.)
- 6. kép:** Az avarzsákok kihelyezése során a.) megtöltött avarzsákok rögzítése a rácson (Raposka, 2014.01.23.), majd b.) a rács rögzítése a patak medrébe (Tapolca, 2014.01.23.)
- 7. kép:** A vörösiszap tározók melletti árkokból semlegesítés után átszivattyúzott szennyvíz (Kolontár. 2011.10.20.)

Táblázatok jegyzéke

- 1. táblázat:** A kísérletekben használt zsákok lyukbőssége mintavételi helyek szerint
- 2. táblázat:** A modell elsődleges eloszlási paraméterei
- 3. táblázat:** A kísérleti periódusokban mért vízkémiai paraméterek átlag értékei a Torna-patak devecseri szakaszán 2009-ben (PRE), 2011-ben (POST), 2012-ben (POSTRE) és az Ajka-tósokberéndi szakaszon 2012-ben (POSTREF)
- 4. táblázat:** Kinetikus avarlebomlási paraméterek a Torna-patakban 2011-ben (katasztrófát követően - POST), és 2012-ben (regenerációt követően - POSTRE) és 2012 (referencia szakaszon - POSTREF). Az első aprítók megjelenését csak a POST esetében adtam meg, mivel a többi kísérlet során a kihelyezést követően néhány nap alatt megjelentek a makrogerinctelen szervezetek
- 5. táblázat:** Kísérleti és a modell adatok közötti korreláció értékek (Rövidítések: POST: katasztrófát követő kísérlet 2011-ben, POSTRE: regenerációt követő kísérlet 2012-ben, POSTREF: referencia szakaszon kivitelezett kísérlet 2012-ben)
- 6. táblázat:** A kísérleti periódusokban (2014.01.23-tól 2014.06.11-ig) mért vízkémiai paraméterek átlag értékei a Raposkán a Kétöles- és Tapolca-patakban és Tapolcán a Tapolca-patakban
- 7. táblázat:** Raposkán a Kétöles- és Tapolca-patakban és Tapolcán a Tapolca-patakban végzett kísérletek során kapott bomlási együttható értékek
- 8. táblázat:** Devecserben és Ajka- Tósokberénden a Torna-patakban végzett kísérletek során kapott bomlási együttható értékek
- 9. táblázat:** Szakirodalmi adatok összefoglalása a mintavételi helyek, vizsgált vízfolyások típusa, az avarzsákos vizsgálati módszerek kapott bomlási együtthatók (k) és a kísérleti eszközök alapján

Kivonat

A doktori értekezésben bemutatott kísérletek célkitűzése volt az volt, hogy információt szolgáltatassanak a magyarországi kisvízfolyásokban zajló avarlebontási folyamatokról. A kutatás elsősorban a vörösiszap katasztrófát követően a megváltozott környezetben a bomlási együtthatók meghatározása, a lebontó mikrogombák mennyiségének és a víz hőmérséklet összefüggéseinek és az invazív idegenhonos fafajok avarlebomlásának megismerése érdekében történek.

Az erre vonatkozó tudományos eredmények az alábbiak:

- (1) A szerző avarlebomlási kísérleteket végzett a vörösiszap katasztrófát követően a Torna-patakban a kialakuló speciális környezetben meghatározta az avarlebontás jellemzőit makrogerinctelenek jelenlétében és hiányában, valamint egy újonnan kifejlesztett modellel vizsgálta a lebomlás folyamatait. Makrogerinctelenek hiánya esetében a avarfogyás nem követi a szakirodalomban elterjedt exponenciális lebomlási modellt, hanem a kioldódási szakaszt követően lineáris lefutású lesz egészen a makrogerinctelen szervezetek újbóli megjelenéséig.
- (2) A szerző eltérő lyukbőségű avarzsákok (3mm, 100 μ m) alkalmazásával vizsgálta három avartípus bomlásának ütemét három helyszínen. Meghatározta az ergoszterol koncentráció változását, melyből megállapítható a lebontó mikrogombák biomasszája a kihelyezett avarmintákban. Valamint vizsgálta az ergoszterol értékek és az idő valamint a vízkémiai paraméterek összefüggéseit. A vizsgált paraméterek közül szignifikáns összefüggést határozott meg a víz hőmérséklet, nitrit-, szulfát, ammónium koncentráció és az ergoszterol koncentráció között. A mikrobiális lebomlást vizsgálva a legmagasabb gomba biomassza értékeket a közepes víz hőmérsékletű helyen kapta, ami azzal magyarázható, hogy a mérsékelt övi gombafajok hőmérsékleti optimumához az itt előforduló hőmérsékleti tartomány áll a legközelebb.
- (3) A szerző avarzsákos módszerrel két helyszínen vizsgálta őshonos vízparti fafajok és invazív valamint idegenhonos fajok avarjának lebomlását. Meghatározta a fajokra jellemző exponenciális bomlási együtthatókat. Szignifikáns összefüggést határozott meg az avarfaj illetve annak őshonos vagy nem őshonos jellege és a bomlási együttható között. Az őshonos fajok lebomlása általában lassabb volt, mint nem őshonos fajoké, ami miatt későbbi dominánssá válásukkal negatívan befolyásolhatják vízfolyások élőlényközösségeit.

Abstract

The aims of presented research was to get information about the leaf litter decomposition processes in Hungarian streams. The research focused on determination the decomposition rates in a „special” enviroment after the redsludge disaster, and on the relationship between water temperature and aquatic hyphomycetes and on the decomposition process of invasive and noon-native leaf types:

The new scientific results are the following:

- (1) The author conducted leaf litter decomposition examinations after the redsludge disaster in Torna-stream with leaf bag method. The fauna of Torna-stream was killed, offering a “natural laboratory” to measure mass loss without shredder activity. Without shredders, the leaf decomposition curve after the leaching period did not follow the exponential decay model until the reapperance of macroinvertebrates. A new model was developed, with what it was possible to estimate leaf mass loss without shredder activity and to separate the leaf decomposition rates for each contributor of decomposition. The model simulates the mass loss through three processes: physical abrasion and drifting, leaching and microbial mineralization, macroinvertebrate consumption.
- (2) The author used two types of leaf bags (3mm and 100 μ m) in three streams to measure the decompositon rates of three leaf types. The author also examined the changes in levels of ergosterol and the correlation between ergosterol concentration and limnological parameters. The highest fungal biomass was calculated in at the medium-temperature water, where the water temperature was similar to the optimum temperature of midlatitude fungi species.
- (3) The author examined the decay rates of indigenous and non-indigenoius leaf types with leaf bag method at two sampling sites. The exponencial decomposition rates were determinated. The author found significant relationship between the character of leaves and their decay coefficients. Decomposition of native species was generally slower than that of the non-nativ species, that could alter the conditions in decomposer communities.

Zusammenfassung

Die in der Doktorstudie vorgestellten Experimente haben das Ziel gesetzt, Informationen über die in Ungarns Kleingewässern verlaufenden Laubabbau-Prozessen zu leisten.

Die betroffenen wissenschaftlichen Ergebnisse sind folgende:

- (1) Die Verfasserin hat an den im Torna-Bach nach der Rotschlammkatastrophe verlaufenden Laubabbauexperimenten teilgenommen. In der speziellen Umgebung hat sie die Kennzeichen bei Anwesenheit und Mangel von Makrowirbellosen bestimmt. Weitergehend hat sie mit einem neu entwickelten Modell die Abbauprozessen untersucht. Beim Fehlbestand von Makrolaminaren folgt der Laubabbau nicht dem aus der Fachliteratur bekannten exponentiellen Modell, sondern ein linearer Ablauf wird nach der Aufgehenphase charakteristisch, bis zur Wiedererscheinung der makrowirbellosen Organisationen.
- (2) Die Verfasserin hat das Abbautempo von drei Laubarten in drei Orten mit Laubsackmethode untersucht, Laubsäcke mit zweierlei Lochweiten (3 mm bzw. 100µm) angewandt. Sie hat die Änderung der Ergosterolkonzentration in den ausgelagerten Laubmustern bestimmt, im Zusammenhang mit Zeit und wasserchemischen Parametern. Von den untersuchten Parametern hat sie signifikante Zusammenhang zwischen den Wassertemperatur, gelösten Nitrit-, Ammonium-, und Sulfatekonzentration. Die mikrobielle Aufspaltung untersuchend hat sie den höchsten Pilzbiomassewert am Ort bei mittlerer Wassertemperatur festgestellt. Das ist damit zu erklären, dass dieses also das hier vorkommende Temperaturgebiet zum Temperaturoptimum der Pilzarten der Gemäßigten Zone am nächsten steht.
- (3) Die Verfasserin hat den Laubabbau der autochthonen Uferbaumarten bzw. der invasiven und fremdheimischen Arten mit der Laubsackmethode auf zwei Orten untersucht. Sie hat die auf die Arten charakteristisch exponentiellen Abbaukoeffiziente bestimmt. Sie hat signifikanten Zusammenhang zwischen der Laubart bzw. deren einheimischen oder fremdheimischen Charakters und den Abbaufaktoren bestimmt. Der Abbau der autochthonen Arten war im Allgemeinen langsamer, weshalb sie wegen ihrer späteren Dominanz das Ökosystem der Gewässer beeinflussen können.

1. Bevezetés

A szárazföld mintegy 30%-át erdővegetáció borítja. Az itt megtermelt szervesanyag mintegy 10%-át fogyasztják el a növényevők (Cebrián & Duarte, 1995), míg a visszamaradó tömeg a disszipációt és a bomlást követően kerül vissza a körforgásba (Graça et al., 2005; Battle et al., 2000; Beer et al., 2010). A lehulló avar mennyisége négyzetméterenként 100-1400 gramm száraztömeget is elérheti évente, mely magába foglalja a leveleket, faanyagokat, gyökereket és egyéb növényi részeket. A bomlás létfontosságú folyamat, mivel az erdős területen futó patakok számára a levelekből és egyéb növényi részekből álló avar elsődleges energiaforrásként szolgál, melynek bontásában mikrobiális lebontók és állati közösségek vesznek részt (Abelho, 2001; Eloşegi & Pozo, 2005; Carvalho & Uieda, 2009; Kovács et al., 2011). A patakba kerülést követően a behulló durva szerves anyag (CPOM) apró (FPOM) majd oldott (DOM) szerves anyaggá alakul kioldódás, fizikai aprózódás és/vagy biológiai lebomlás hatására (Wallace et al., 1995; Dobson & Frid, 1998; Abelho, 2001). A CPOM legnagyobb része évente átalakul és DOM vagy FPOM formában az alsóbb szakaszokra szállítódik (Cuffney et al., 1990; Allan et al., 2007; Creed et al., 2015).

A fragmentációt a fizikai aprózódás, a mikrogombák és az aprítók lebontó tevékenysége okozza (Abelho, 2001; Graça et al., 2005). A makrogerinctelenek „aprítása” jelenősen hozzájárul az FPOM termeléshez (Dobson & Frid, 1998; Kucserka, 2014). Ezen folyamat nélkül az avar nem lesz hozzáférhető például a gyűjtőgetők számára és a felesleg CPOM formájában felhalmozódik (Allan et al., 2007). A behulló szerves anyag átalakulása kulcsfontosságú része a patak működésének, ezért az avar lebomlása folyamatainak vizsgálata képet adhat a víztest funkcionalitásáról és integritásáról.

A lebomlás több tényezőtől függ, mint az aprítók mennyisége és minősége, a mikrobiális lebontók mennyisége, a hőmérséklet, a tápanyag tartalom, és a levél típusa (Graça et al., 2001; Tarrant et al., 2009; Garcia et al., 2012; Dunck et al., 2015; Martins et al., 2015). A makrogerincteleneknek fontos szerepük van a lebomlási folyamatban: aktívan bontják a leveleket apróbb darabokra ezzel nagyobb felületet biztosítanak a mikrobiális lebontóknak, így növelve a bomlás sebességét (Allan et al., 2007, Graça 2001, Tarrant et al., 2009). Egy megfelelően működő vízfolyás gazdag gerinctelen faunával és gyors avarbontással jellemezhető (Chadwick et al., 2006). Urbanizált területek mentén emelkedhet a szennyező anyagok például fémek (Al, Zn, Pb, Fe, és Cd), klorid; nitrogén- és foszforformák bejutásának esélye, s ezek a változások hatással vannak az ökoszisztémára (Chadwick et al., 2006; Martins

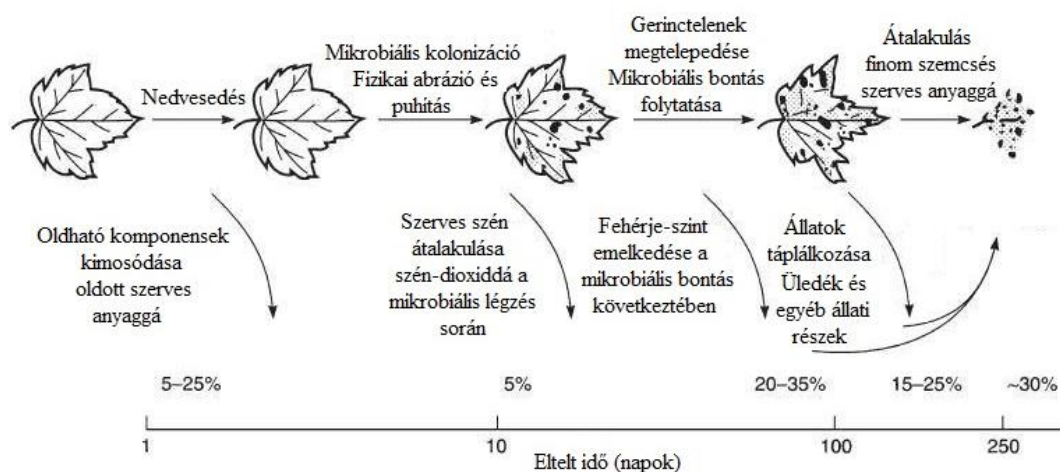
et al., 2015; Jespersen et al., 2016). A levélbomlás általában a gyorsabb ütemű lesz tápanyagdúsulás esetén (Suberkropp & Chauvet, 1995; Pascoal et al., 2005). A fokozott nitrogén és foszfor koncentráció stimulálja a mikrobiális aktivitást és növeli a makrogerinctelen abundanciát és biomasszát (Gulis & Suberkropp, 2003 a, b; Woodward et al., 2012), azonban a túl magas tápanyag koncentráció eutrofizációt okozhat, ami miatt az érzékenyebb gerinctelenek helyett toleránsabb fajok jelennek meg, ami negatív hatással lehet a lebomlás folyamatára és sebességére (Jespersen et al., 2016).

A lebomlást számos patakban tanulmányozták a közelmúltban és javasolták a víztestek funkcionális indikátoraként (Bunn et al., 1999; Gessner & Chauvet, 2002; Niyogi et al., 2003; Young et al., 2008). Az avarbomlási kísérletek során kapott eredmények integrálják a mikrobiális közösségek felépítését, a szerves anyag átalakítását, valamint a makrogerinctelen fajok tevékenységét, ami alapján az avarlebontás mutatóit több kutató is javasolta a patakok megfelelő működésének vizsgálatára (Pascoal et al., 2001; Gessner & Chauvet, 2002; Young et al., 2008; Niyogi et al., 2013)

2. Szakirodalmi áttekintés

2. 1. Az avarle bomlás folyamata

A folyókban a természetes szervesanyag két fő forrásból származhat: autochton és allochton forrásból (Boulton & Boon, 1991; Hernandez et al., 1992; Wallace et al., 1997; Dobson & Frid, 1998; Gessner et al., 1999; Abelho, 2001; Graça et al., 2005). Mérsékelt övi területeken az évenként lehulló avar szervesanyag utánpótlást biztosít az alsóbbrendű patakoknak és az árnyékos vízfolyásoknak, mely ezen vizes élőhelyeken elsődleges energiaforrásként szolgál (Boulton & Boon, 1991; Hernandez et al., 1992; Wallace et al., 1997; Dobson & Frid, 1998; Gessner et al., 1999; Abelho, 2001; Graça et al., 2001). Az avarhullás során a vízbe a leveleken kívül egyéb növényi részek is behullhatnak, mint például termések, faágak, gallyak (Benfield, 1996; Carvalho & Uieda, 2010). A behulló szervesanyag összetétele több tényezőtől függ, például az éghajlattól, a vizet körülvevő növényzet típusától és elhelyezkedésétől (Benson & Pearson, 1993; Abelho & Graça 1998; Grigg & Mulligan, 1999). A lehulló avar bomlása kulcsfontosságú folyamat, mely természetes körülmények között négy szakaszra osztható: (1) vízben oldható vegyületek kioldódása, (2) mikrobiális kolonizáció, (3) fragmentáció, (4) és a makrogerinctelen szervezetek aprító tevékenysége (Boulton & Boon, 1991; Gessner et al., 1999; Abelho, 2001; Graça et al., 2001). Bár legtöbbször ezen szakaszok bomlástermékeit külön-külön elemezzük, azok időben egymástól nem különülnek el, hanem összefüggenek és időben átfednek (1. ábra) (Friberg et al., 1997; Graça et al., 2005; Sigeo, 2005).



1. ábra: Lebontás szakaszai és az egyes szakaszok domináns szervezetei egy mérsékelt övi patakban (Sigeo, (2005) nyomán)

A kioldódás során a levéllemezekből először a könnyen oldható anyagok például aminosavak, szénhidrátok (Gessner & Schwoerbel, 1989, Haapala et al., 2001), később a nehezebben, hosszabb ideig távozó anyagok (például fenolok) oldódnak ki (Canhoto & Graça, 1996; Abelho, 2001). A kioldódási szakasz a vízbe érkezést követően 24-48 óra alatt lezajlik és mértéke elérheti a 40%-os tömegvesztést is (Abelho, 2001; Graça et al. 2005). A folyamat időtartama avartípusonként eltérő, általában 48 órától 7 napig tart (Graça & Pereira, 1995; Canhoto & Graça, 1996). A különböző komponensek kimosódásának mértéke és sebessége függ a turbulenciától, a víz hőmérsékletétől, az avar típusától, a pH értéktől, a víz oxigén telítettségétől és az avar szárításának módjától (Cummins, 2002; Hagen et al., 2006). A folyamattal párhuzamosan megkezdődik a mikrobiális lebontók kolonizációja, a lebontó mikroorganizmusok megtelepedésének gyorsaságával arányosan a levelek tömege tovább csökken (Suberkropp & Chauvet, 1995).

A második lépés a mikrobiális kolonizáció, melyet gyakran tekintik az egyik legfontosabb mechanizmusnak, amely meghatározza a lebomlás sebességét (Rader et al., 1994; Kucserka et al., 2014). A folyamat során a különböző gomba- és baktériumfajok telepednek meg a levélen (Baldy et al., 1995; Hieber & Gessner, 2002; Gulis & Suberkropp, 2003a; Pascoal & Cássio, 2004; Pascoal et al., 2005), és a makrogerinctelenek számára könnyebben hozzáférhetővé teszik az avar nehezen bontható részeit (Abelho, 2001; Dangles & Chauvet, 2003) ezért a mikrobiális szervezetek megtelepedése növeli az avar bomlás sebességét (Bärlocher, 1992). A bontást végző gombák olyan enzimeket bocsátanak ki, amelyek képesek hidrolizálni a nehezen bontható növényi anyagokat, pl. a cellulózt, a pektint és a kitint (Suberkropp et al., 1976; Stout, 1989; Irons et al., 1994; Quinn et al., 2000). A mikrobiális kolonizáció általában 2 hét alatt lezajlik (Gessner et al., 1993, Baldy et al., 1995), ezt bizonyítja a növekvő ATP koncentráció, a levelek oxigénfogyasztásának emelkedése (Abelho, 2001) és az, hogy nitrogéntartalmuk általában növekszik (Webster & Benfield 1986, Gessner 1991, Graça et al., 2005). A magasabb nitrogéntartalom fokozza az avar tápértékét a makrogerinctelenek számára (Webster & Benfield 1986, Gessner 1991, Graça et al., 2005). A vízi hyphomycetes fajok tevékenysége, diverzitása és produktivitása meghatározó a bomlás korai szakaszában, amit több tényező is befolyásol, mint pl. a levelek fizikai és kémiai tulajdonságai, a levelek intraspecifikus variabilitása, valamint a vízhőmérséklet, vízkémiai paraméterek (pH, tápanyag koncentráció, lúgosság) (Gessner et al., 1999; Suberkropp, 2001; Baldy et al., 2002; Lecerf et al., 2007; Lecerf & Chauvet, 2008).

A víz hőmérséklete befolyásolja a gombák eloszlását, növekedését és szaporodását. (Suberkropp, 1984; Wood- Eggenschwiler & Bärlocher, 1985; Chauvet & Suberkropp, 1998; Rajashekar & Kaveriapa, 2000; Dang et al., 2009; Fernandez et al., 2009). A víz hőmérsékletének emelkedése általában növeli a metabolikus rátát (Sokolova & Lanning, 2008), ami miatt emelkedhet a gombák avarbontó tevékenységéből származó tömegcsökkenés (Dang et al., 2009; Fernandez et al., 2009; Ferreira & Chauvet, 2011). Több korábbi kutatásban a mézgás éger (*Alnus glutinosa*) levelek lebomlása során a hőmérséklet növekedése a gombák által közvetített bomlás növekedését okozta annak ellenére, hogy általános fajszámcsökkenés volt tapasztalható a gombaközösségben (Fernandez et al., 2009; Ferreira & Chauvet, 2011; Geraldles et al., 2012; Bärlocher et al., 2008).

Gonçalves et al. (2013) a vízhőmérséklet és a vízi gomba közösség sokszínűsége közti kapcsolatot vizsgálták és arra a következtetésre jutottak, hogy a hőmérséklet egyaránt befolyásolta a gombák fajösszetételét, illetve a bomlás sebességét is. A vízhőmérséklet és a gombák közti kapcsolatot négy különböző hőmérsékleten (5, 10, 15, 20 °C-on) vizsgálták. A kísérletben mézgás éger (*Alnus glutinosa*) és tölgy (*Quercus cerris*) leveleket használtak, és azt tapasztalták, hogy a tölgyet kevesebb hyphomycetes gomba faj kolonizálta, mint az égert. A tölgyavarra jellemző bomlási ráta növekedett az emelkedő vízhőmérséklet hatására, míg az éger lebomlási sebessége nem. A szubsztrát minősége kulcsfontosságú a vízi hyphomycetesek megtelepedésének szempontjából, és az avar minőség felülírhatja a hőmérséklet különbség hatásait az avarbomlás folyamatánál (Gonçalves et al., 2013). Martínez et al. (2013) szerint a hőmérséklet pozitívan korrelál a bomlási sebességgel, azonban nem csak a hőmérséklet, hanem a levél N tartalma is befolyásolja a bomlási együttható mértékét.

A lebontó mikrogombák mennyiségének becslésére tradicionálisan az ergoszterol koncentráció meghatározását alkalmazzák (Gessner & Chauvet, 1997; Gessner, 2005). A fonalas gombák sejtmembránjának egyik fontos alkotója az ergoszterol, ami nem található meg sem az állatokban sem az edényes növényekben, így alkalmas a gomba biomassza meghatározására (Gessner & Chauvet, 1997; Kucserka, 2014). Azonban a sejt halála után az ergoszterol viszonylag gyorsan elbomlik, így csak az élő sejtek mennyiségének a meghatározására alkalmas (Kucserka, 2014).

A mikrobiális kolonizációt követően illetve részlegesen vele egy időben a levél fizikai aprítása is megtörténik, melyet részben a makrogerinctelen szervezetek végeznek. A vízi gerinctelenek előnyben részesítik azokat a leveleket, amik gombák által benépesítettek

(Suberkropp, 1992; Graça et al., 1993). A makrogerinctelen szervezetek a gombák által kolonizált leveleket fogyasztva, gyorsabban növekednek és nagyobb a túlélési esélyük is (Graça et al., 1993; Jun et al., 2011).

Az avarbomlás rendkívül fontos folyamat az ökoszisztémákban, ezért a szerves anyagok lebontásának vizsgálata is egyre inkább fontossá válik (Bunn et al., 1999; Gessner és Chauvet, 2002; Niyogi et al., 2003; Young et al., 2008). Az utóbbi évtizedben előtérbe került az avarlebomlás vizsgálata nemcsak természetes környezetben, hanem szennyezett patakokban is (Suberkropp & Chauvet, 1995; Niyogi et al., 2001; Gulis & Suberkropp, 2003b; Pascual et al., 2003; Woodward et al., 2012; Pereira et al., 2016). Nehézfém szennyezés (Niyogi et al., 2001; Duarte et al., 2004) vagy a pH csökkenése (Dangles & Chauvet, 2003) estében az avarlebomlás üteme általában csökken.

A nehézfém szennyezés az utóbbi évtizedekben növekedett a együttesen a bányászat, az ipari tevékenység és a műtrágyázás melléktermékeként (Merian, 1991). Az így a természetbe kerülő fémek már kis koncentrációban is mérgezőek lehetnek. A kadmium, a réz, és a cink gátolja számos vízi hyphomycetes faj növekedését (Abel & Bärlocher 1984, Miersch et al., 1997). Sok gombafaj köztük néhány hyphomycetes is képes tolerálni bizonyos mértékig a nehézfémek jelenlétét azáltal, hogy kénben gazdag vegyületeket és peptideket szintetizálnak glutationból (fitokelatinok; Gadd, 1993; Miersch et al., 1997, 2001; Gadd & Sayer, 2000). A mikroorganizmusok és makrogerinctelenek a lebontásban betöltött szerepe megváltozhat a szennyezett vízfolyásokban (Pascual et al., 2003). A különböző szervezetek gyakran eltérően reagálnak az őket érő stresszre, Maltby és Booth (1991) és Bermingham et al. (1996a) kutatásaikban bizonyították, hogy az éger és a platán levelének lebomlási rátája csökkent a bányából kiszivattyúzott vízben található a magas mangán- és vaskoncentráció hatására. A kísérletekben 15-39 %-kal csökkent a vízi hyphomycetes fajok mennyisége (Maltby & Booth 1991; Bermingham et al., 1996b) is, azonban a talált gombafajok növekedésére nem volt hatással a szennyezés, de spóratermelésük csökkent (Sridhar et al., 2001).

Több tanulmány kimutatta a nehézfémek gátló hatását az avar lebomlására, azonban viszonylag kevés vizsgálatot végeztek a szerves mikroszennyezőanyagok (peszticidek, inszekticidek) hatását illetően (Clements et al., 2000; Beasley & Kneale, 2003; Schäfer et al., 2007). Megállapítást nyert, hogy a peszticidek negatív hatással lehetnek a vízi élőlényekre: például mikroorganizmusokra (DeLorenzo et al., 2001), makrogerinctelenekre (Castillo et al., 2006), növényekre (Frankart et al., 2003) és halakra (Grande et al., 1994). Ezáltal az

ökoszisztéma funkcióira is negatív hatással lehetnek, például az avarle bomlásra (Wallace et al., 1997; Schäfer et al., 2007). Schäfer et al. (2007) 29 francia és finn vízfolyásban vizsgálták a makrogerinctelen közösségeket, az avar le bomlás folyamatát, kutatásuk során az avarle bomlási ráták szignifikáns csökkenését tapasztalták peszticid stressz hatására.

Az emberi hatásokat, például az urbanizációt, a mezőgazdaság okozta magas nitrogén- és foszforkoncentrációt gyakran kíséri oxigénszint csökkenése vízi rendszerekben, ami megváltoztathatja az vízi ökoszisztéma fajösszetételét és a működését, ezáltal az avarle bomlás ütemét és folyamatát is (Webster & Benfield, 1986; Maltby, 1992; Carpenter et al., 1998). Az eutrofizáció hatására nemcsak a avar le bomlás üteme, hanem mikrobiológiai paraméterei is változnak (Molinero et al., 1996; Niyogi et al., 2003; Pascoal et al., 2003; Lecerf et al., 2007). Egyértelműen nehéz meghatározni az eutrofizáció hatását természetes környezetben, mivel a szedimentáció, az alacsony oxigénszint (Niyogi et al., 2003) vagy a magas ammóniumszint (Pereira et al., 2016) is befolyásolhatja a folyamatokat.

Magyarország eddigi legnagyobb következményekkel járó, több, mint 800 ha területet érintett ipari katasztrófája 2010. október 04-én a MAL ZRt. területén a vörösiszap tároló X. kazetta észak-nyugati gátja átszakadt. A gátszakadás következtében 1millió m³ vörösiszap és lúgos víz elegye a Torna patak medrén keresztül elöntötte Kolontár, Devecser és Somlóvásárhely települések mélyebben fekvő részeit. Az áradat súlyos sérüléseket okozott a lakosság és a mentő erők körében egyaránt. Nagy pusztítást végzett az épített környezetben, a lakosság ingó és ingatlan vagyontárgyaiban továbbá a Torna patak és a Marcal élővilágában hosszantartó károsodás következett be (1. kép).



1. kép: Az átszakadt vörösiszap tároló nyugati gátja (Forrás: http://old.mta.hu/mta_hirei/osszefoglalo-a-vorosizsap-katasztrofa-elharitasarol-a-karmentesitesrol-es-a-hosszu-tavu-teendokrol-125859/)

A szennyezett terület 40 km² volt. A száraz vörösiszapban hidratált formában Fe₂O₃; Al₂O₃; SiO₂; Na₂O; TiO₂; CaO; P₂O₅; MgO; F; C volt található, valamint kisebb koncentrációban, vagy nyomelemként K, Cr, V, Ni, Ba, Cu, Mn, Pb, Zn, Zr, Y, Sc, Ga, stb., mellett U és Th is kimutatható volt (Luidold & Antrekowitsch, 2011). A lúgos kémhatást az 5-8 % NaOH tartalom okozta (Vágvolgyi, 2011). A magas pH szint mellett, a gyorsan levonuló szennyezés sodró hatása miatt az összes kimutatható életforma elpusztult a Torna-patakban. A katasztrófát követően az első napokban a pH 12,87-10,42 közötti volt (Üveges et al., 2011). Néhány nappal a gátszakadást követően nagy mennyiségű gipszet szórtak a patakba a pH csökkentésének érdekében (Vass et al., 2013).

A katasztrófa után a vízi hyphomycetes fajok voltak az első visszatelepülők (Vass et al., 2013). A lebontó gombák jelenléte kritikus része a lebomlás folyamatának, mivel tevékenységük hatására az aprítók számára könnyebben hozzáférhető lesznek a levelek (Casas & Descals, 1997). Az első makrogerinctelenek 2011. márciusában jelentek meg az avarzsákokban, ezt követően jelenlétük folyamatos volt. Korábban a makrogerinctelenek tevékenységéből és a fizikai aprózódásból származó tömegcsökkenés mértéke eddig csak laboratóriumi körülmények között volt vizsgálható mesterségesen kialakított csatornában (Ferreira et al., 2006; dos Santos Fonseca et al., 2013), a katasztrófát követően azonban a Torna-patak alkalmassá vált ilyen típusú kísérletek elvégzésére.

Az emberi tevékenység hatására nem csak a vízminőség, hanem a partmenti vegetáció minősége is megváltozhat, melynek során több invazív, idegenhonos faj is megtelepedhet a vízfolyások mentén (Lindig-Cisneros & Zedler, 2001). Az ártereken és a vízparton megjelenő invazív vagy idegenhonos fák megváltoztathatják az allotochton szervesanyag minőségét, ezáltal hatással lehetnek a fogyasztó közösségekre és a tápanyagforgalomra (Bailey et al., 2003; Hladysz et al., 2009). Az utóbbi években több kutatást is végeztek az avarle bomlás folyamata és a különböző avarok minősége közti kapcsolat megállapítására (Gartner & Cardon 2004; Gessner et al., 2010; Lecerf et al., 2011).

A le bomlás sebessége függ a helyi klímán, vízkémiai paramétereken és az élőlényközösségek jellegén túl a levelek kémiai összetételétől (Webster & Benfield, 1986). A levelek kémiai összetétele (pl. a nitrogén- és foszforkoncentráció, a fenolok összetétele, és lignin mennyisége), mellett a fizikai tulajdonságok (pl. levelek keménysége, egységnyi területre jutó avar mennyisége) is jelentősen befolyásolják a levelek bonthatóságát (Enriquez et al., 1993; Graça & Canhoto, 2006; Ostrofsky, 2007; Bottollier-Curtet et al., 2011). A vizsgálatok során megállapították, hogy a gyorsan növekvő fajok általában magas le bomlási rátával rendelkeznek, míg azok a fajok, melyek lassabban bomlanak, azok lassabban is növekednek. Az ellenálló fajok esetében a magas a szén:nitrogén (C:N) vagy a lignin:nitrogén arány (Hobbie 1992; Royer & Minshall, 2001), míg a gyorsan bomlók esetében ez az arány alacsony.

Medina-Villar et al. (2015) mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* Mill. Swingle) és fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) le bomlását hasonlították össze két, Spanyolország középső részén őshonos fajával (keskenylevelű kőris *Fraxinus angustifolia* Vahl. és fehér nyár *Populus alba* L.). Vizsgálataik során megállapították, hogy az invazív fajok magasabb le bomlási rátával rendelkeznek, mint az őshonos fajok, viszont alacsonyabb gomba biomassza alakul ki ezeken a fajokon. A különbséget az avartípusok eltérő minősége okozhatta.

Hasonló eredményt kapott Lewis és Brown (2010) egy vizsgálatban, melynek során az Észak-kelet Amerika erdeiben honos nyugati platán (*Platanus occidentalis* L.), virágos som (*Cornus florida* L.), kanadai júdásfa (*Cercis canadensis* L.), valamint az idegenhonos lonc (*Lonicera maackii* Rupr.) le bomlását vizsgálták. Az összes általuk vizsgált faj le bomlása gyors volt, ami hozzájárulhat a meghatározott alacsony aprító számhoz. Azonban az invazív lonc avarja gyorsabban bomlott, mint az őshonos fajoké, ezért ennek a fajnak a dominánsává válása az aprítók megtelepedését akadályozná.

2. 2. Avarlebomlási vizsgálatok során leggyakrabban alkalmazott modellek

Az avarlebomlás leírására leggyakrabban az exponenciális lebomlási modellt használják és a lebomlás jellemzésére az exponenciális bomlási együtthatót (k) alkalmazzák (Petersen & Cummins, 1974; Webster & Benfield, 1986; Haapala et al., 2001; Kucserka et al., 2014). A negatív exponenciális modell alapja az a feltételezés, hogy a tömegveszteséggel arányosan a relatív bomlás konstans marad, tehát a bomlás mértéke a fennmaradó avar mennyiséggel arányos (Wieder & Lang, 1982; Harmon et al., 2009). A modellt először Jenny et al. (1949) munkájában használták és értékelték. Kidolgozása megkönnyítette a különböző adatsorok összehasonlítását (Wieder & Lang, 1982; Sierra & Müller, 2015). A negatív exponenciális modell esetében:

$$M_t = M_0 * e^{-kt}$$

ahol M_t a száraz avar tömege az adott időpontban, az M_0 az avar kiindulási mennyisége (a legtöbb kísérletben $M_0=10$ gramm), k (nap^{-1}) az exponenciális bomlási együttható és t (nap) a kihelyezés óta eltelt idő. Az exponenciális bomlási együttható alapján három csoportba lehet sorolni az egyes fafajok avarbomlásának ütemét: „gyors” ($k>0,01$), „közepes” ($k=0,005-0,01$), „lassú” ($k<0,005$) (Graça et al., 2005).

A természetben a lebomlásból származó tömegveszteséget két nagy csoportba sorolhatjuk, ezek a könnyen bomló frakciók (például vízben oldható cukrok) és a lassan bomló, ellenállóbb összetevők (például lignin) lebomlásából származtathatóak. Amennyiben a két csoportból származó tömegveszteséget külön-külön szeretnénk vizsgálni, akkor a negatív exponenciális modell helyett a dupla exponenciális modellt kell alkalmaznunk (Wieder & Lang, 1982; Hobbie, 2013). A lebomló szervesanyagok közül elsőként a gyorsan bomló anyagok hasznosulnak például keményítő, proteinek bomlanak. Az ellenálló anyagok például cellulóz, zsírok, ctersavak, lignin lassabb lebomlási sebességgel rendelkeznek (Gazzera et al., 1991; Graça et al., 2005, Harmon et al., 2009; Hobbie, 2013). Ebben az esetben a gyorsan bomló anyagok (M) és a lassabban bomló anyagok ($1-M$) is rendelkeznek exponenciális bomlási együtthatóval k_{1d} és k_{2d} , (amennyiben exponenciálisan bomlanak) s a teljes lebomlás pedig ezen együtthatók összegzésével jellemezhető (Wieder & Lang, 1982; Gazzera et al., 1991; Graça et al., 2005, Harmon et al., 2009). A modell azonban nem veszi figyelembe az esetleges olyan folyamatokat melyek során a könnyen bomló anyagok ellenállóká alakulnak át amilyen például a lebontó mikroorganizmusok biomassza növekedése (Wieder & Lang, 1982).

A dupla exponenciális modell esetében:

$$M_t = M * e^{-k_1 t} + (1-M) * e^{-k_2 t}$$

ahol M_t a száraz avar tömege az adott időpillanatban, M kezdeti szakaszban gyors bomlásból származó tömegveszteség, k_{1d} (nap⁻¹) a gyors szakaszra jellemző exponenciális bomlási együttható, $1-M$ a tömegveszteség lassú szakaszban, k_{2d} a lassú szakaszra jellemző exponenciális bomlási együttható és t (nap) a kihelyezés óta eltelt idő (Wieder & Lang, 1982; Hobbie et al., 2013). Az exponenciális bomlási együttható alapján szintén három csoportba lehet sorolni az egyes fajok avarbomlásának ütemét: „gyors” ($k > 0,01$), „közepes” ($k = 0,005-0,01$), „lassú” ($k < 0,005$) Graça et al., 2005).

Az aszimptotikus modell magába foglalja a negatív exponenciális és a dupla exponenciális modellt. Azonban ebben a modellben az ellenálló frakció lebomlásának jellemzése során a k_{2d} bomlási együttható értéke nulla, mert ebben az esetben a tömegveszteség elhanyagolható (Harmon et al., 2009; Hobbie et al., 2013). A levelek nem tartalmazznak olyan összetevőket melyek képesek teljesen ellenállni a mikrobiális lebontóknak, így ezen modell alkalmazhatósága kérdéses (Wieder & Lang, 1982; Harmon et al., 2009; Hobbie et al., 2013). Azonban rossz környezeti feltételek vagy manipulált feltételek mellett az aszimptotikus modell alkalmazható (Howard & Howard, 1974; Harmon et al., 2009). A modellt olyan esetekben alkalmazták, ahol az aprító szervezeteket kizárták és így egy küszöbértéknél megállt a tömegvesztés (Wieder & Lang, 1982; Hobbie et al., 2013).

Az aszimptotikus modell esetében:

$$M_t = A + (1-A) * e^{-k_A t}$$

ahol M_t a száraz avar tömege az adott időpillanatban, A kiindulási tömeg azon része melynek a bomlási együtthatója nulla közeli vagy nulla (aszimptotikus frakció), $1-A$ a kiindulási tömeg azon része amelynek tömege csökken a lebomlási folyamat során, k_A a bomló frakcióra jellemző exponenciális bomlási együttható és t (nap) a kihelyezés óta eltelt idő.

2. 3. A Torna-patakon végzett korábbi kísérletek

A Pannon Egyetem Limnológia Intézeti Tanszékének munkatársai a Torna-patak különböző szelvényeiben széleskörű kutatásokat végeztek a vörös iszap katasztrófát megelőzően is. Többek között felmérték a patakok makrozoobentosz faunáját és ennek alapján ökológiai állapotát (pék, 2010; Pék, 2010; Rippert, 2010), vizsgálták a legelő makrozoobentosz

szervezetek és az algabevonatok mennyisége közti összefüggéseket (Lengyel és Balassa, 2010; Németh, 2011). Korábban is zajlott több avarlebomlás vizsgálatát célzó kísérlet a Torna-patakban. A kisvízfolyások jellemző funkcionális sajátága a nagyfokú szervesanyag lebontási kapacitás. Ennek meghatározására állítottak be avarlebontási kísérleteket (Kovács, 2009; Kacsala et al., 2011; Kovács et al., 2010, 2011), melyekben meghatározták a medermorfológia és a makrogerinctelen abundancia közti összefüggést. Emellett megkezdték a lebontásban kulcsszerepet játszó Ingold-féle mikroszkopikus gombák faji meghatározását (Vass et al., 2013), mennyiségének és aktivitásának mérését (Kucserka et al., 2014).

3. Célkitűzés

3. 1. Avarlebomlás szakaszainak vizsgálata

A 2010 októberében történt vörösiszap katasztrófát követően a Torna-patak teljes élővilága kipusztult, így az avarlebomlás szempontjából fontos élőlények, mint a vízi makrogerinctelenek, is elpusztultak vagy elsodródtak, ami kivételes lehetőséget nyújtott az avarlebomlás egyes folyamatainak szétválasztására. A katasztrófát követően egy „természetes laboratórium” alakult ki a Torna-patak devecseri szakaszán. A vizsgálat céljául tűztem ki, hogy meghatározzam az avarlebomlás egyes szakaszainak bomlási együtthatóit, összefüggéseket keressek a bomlási görbék lefutása és a makrogerinctelen jelenléte között. A Limnológia Intézeti Tanszék munkatársai a katasztrófát megelőzően több avarlebomlási kísérletet végeztek az általam is vizsgált patakszakaszon. A korábbi adatok és a vörösiszap katasztrófát követő eltérő mértékű rekoloniációja a lebontó mikrogombáknak és a makroszkópikus gerincteleneknek lehetővé tette az avarbomlás szakaszainak elkülönítését, és bomlási együtthatóinak meghatározását.

3. 2. Hogyan függ az avarlebomlás üteme az környezet hőmérsékletétől

A globális éghajlatváltozás az édesvizek egyik fő veszélyeztető tényezője lehet, ami befolyásolhatja az avarbomlás ütemét. A hyphomycetes fajok kulcsfontosságú szerepet játszanak a bomlás korai szakaszában. Kevesen vizsgálták terepi körülmények között a vízhőmérséklet hatását az avarbomlásra, így kutatásom céljául tűztem ki, hogy avarzsákos módszerrel megállapítsam az avarlebomlás sebességét, HPLC-s módszerrel meghatározzam a lebontó mikrogombák mennyiségét és összefüggéseket keresek a lebontó gombák mennyisége és az avarbomlás üteme valamint a vízhőmérséklet között.

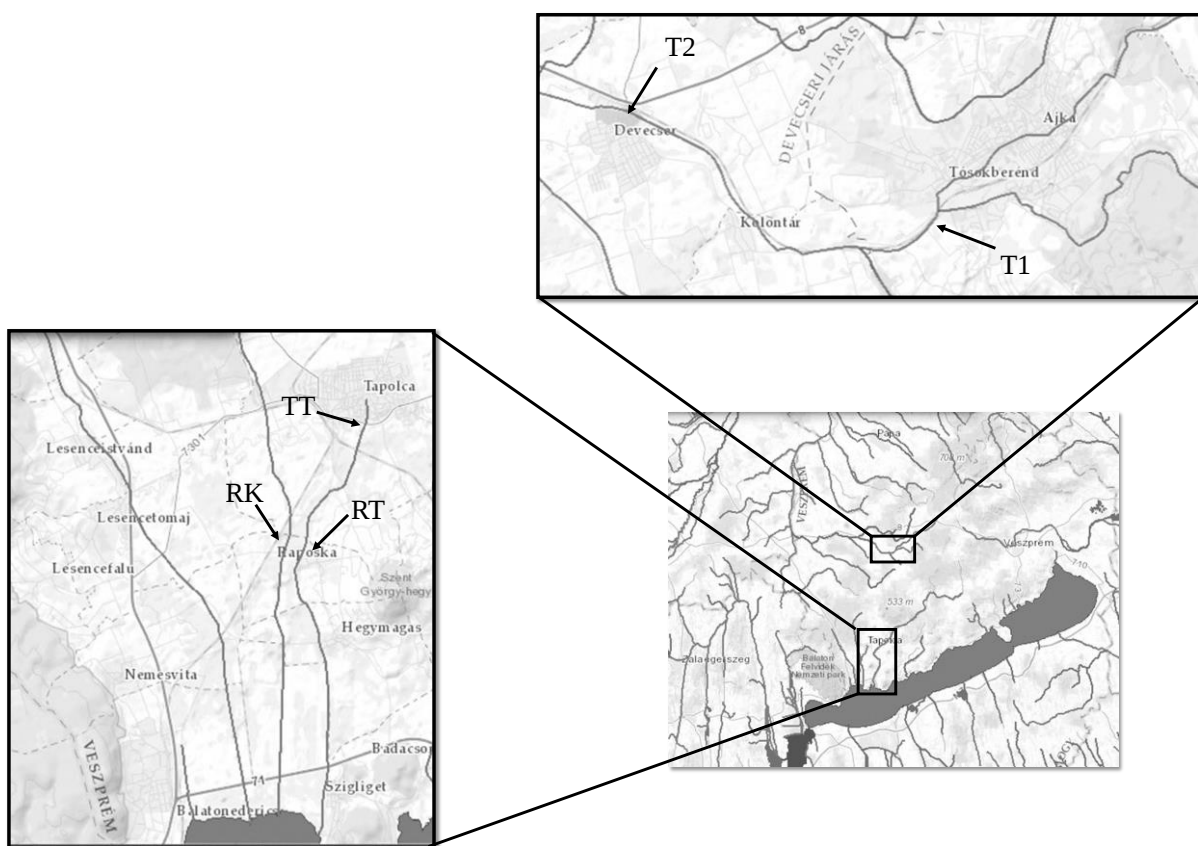
3. 3. Invazív és idegenhonos fajok avarlebomlásának vizsgálata

Az emberi tevékenység hatására gyakran változik az árterek és vízpartok vegetációja, mely hatással lehet az avarlebomlás folyamatára. Vizsgálatom során célul tűztem ki invazív és idegenhonos fajok lebomlási együtthatójának meghatározását módosított patakszakaszokon és összehasonlítását őshonos fajokra jellemző együtthatókkal.

4. Anyag és Módszer

4. 1. Mintavételi helyszínek

A kísérletek négy helyszínen 3 vízfolyásban zajlottak: a Torna-patak Ajka-tósokberéndi (T1) és devecseri (T2) szakaszán, a Tapolca-patak tapolcai (TT) és raposkai (RT) szakaszán és a Kétöles-patak raposkai (RK) szakaszán. A kijelölt szakaszok közül a devecseri szakaszon több kísérlet is folyt, valamint ezen a szakaszon zajlottak a Pannon Egyetem Limnológia Intézeti Tanszék munkatársainak korábbi, a vörösiszap katasztrófa előtti kísérletei.



2. ábra: A Torna-patakban, a Tapolca-patakban és a Kétöles-patakban zajló kísérletek helyszínei (rövidítések: T1: Torna-patak Ajka-tósokberénd; T2: Torna-patak, Devecser; TT- Tapolca-patak, Tapolca; RT – Tapolca-patak, Raposka; RK – Kétöles-patak, Raposka)

A Torna-patak a Marcal vízgyűjtő területéhez tartozik, az Észak-Bakonyban Csehbányánál ered és Karakónál torkollik a Marcalba, teljes hossza 50,8 km (2. ábra) (Kovács, 2012; Kucserka, 2014). Ajkát követően a Torna-patak erősen módosított, medre trapéz alakú, betonozott vagy négyzet alakú betonlapokkal kirakott. A szakasz padkás szelvényének kialakítása az 1971-75 közötti időszakra tehető. 1996-2001-ben a patak Ajka és

Kolontár közti szakaszát áthelyezték - a vasútvonallal együtt - a timföldgyár zagytározójának bővítése miatt (Veress, 1996). Azóta a vízfolyás a vasúttal párhuzamosan a völgy bal oldalába vágott mesterséges mederben folyik.



2. kép: Torna-patak Devecsernél a.) 2011-ben, b.) 2012-ben

A Torna-patakban (Devecser: T1, 47.1101°N, 17.4360°E; Ajka-Tósokberénd: T2, 47.0917°N, 17.5334°E) a két mintavételi ponton a partmenti fás vegetáció hiányzik (2. kép). A T1-es ponton meder alja nagyméretű betonlapokkal kirakott. Tipológia alapján a Torna-patak dombvidéki, meszes durva mederanyagú, kis esésű (1-3%) vízfolyás. A vizsgált patakszakaszok hidromorfológiai szempontból hasonló tulajdonságokkal rendelkeznek (Devecserben: átlagos vízmélység: 32 ± 3 cm, átlagos vízsebesség: $0,98 \pm 0,09$ m s⁻¹; átlagos vízhőmérséklet: $8,81 \pm 4,28$ °C; Ajka-Tósokberénden: átlagos vízmélység: 37 ± 4 cm, átlagos vízsebesség: $1,05 \pm 0,10$ m s⁻¹; átlagos vízhőmérséklet: $11,6 \pm 1,62$ °C) (3. kép). A katasztrófát megelőzően a meder jellemzően mikrolitál ($\varnothing > 2$ cm között 6 cm) és akál ($\varnothing > 2$ mm között 2 cm) volt (Kovács et al., 2011).



3. kép: Torna-patak Ajka- Tósokberéndnél 2012-ben

A Kétöles-patak Veszprém megyében, Nyírádtól délre ered. A patak déli irányban halad a forrásától Szigligetig, ahol a Balatonba torkollik. Vízgazdálkodási szempontból a Balaton-közvetlen Vízgyűjtő-tervezési alegység működési területéhez tartozik. Raposkánál (46.8522°N, 17.4166°E) található mintavételi ponton a patak természetes jellegű vízfolyás (4. kép).



4. kép: Kétöles-patak Raposkánál (2014.02.26.)

A Tapolca-patakot, a Malom-tó túlfolyó vizei táplálják. A tapolcai Malom-tó környékén erednek azok a meleg vizű források, amelyekről Tapolca (Topulza, Toplica) város szláv eredetű („meleg víz”) nevét kapta. A fiatal szarmata mészkő a 210-230 millió éve képződött felső-triász dolomitra támaszkodik, amelyből hideg karsztvizek érkeznek. Ugyanez a dolomit több száz méterrel lejjebb is megtalálható, ahol a kihunyt tűzhányók utóvulkáni működésének köszönhetően az oda lejutó víz kb. 40 °C-ra felmelegszik és a repedéseken keresztül fölfelé áramlik. E két forrásból keveredve jött létre az a 18-20 °C-os víz, amely a kőzetben járatokat kialakítva, észak felől áramlik a Malom-tó forrásai felé. A patak szabályozott a medre, és Szigligettől délre éri el a Balatont. Napjainkban részlegesen módosított vízfolyás, melybe a tapolcai és a hegymagasi szennyvíztelep tisztított szennyvizét is bevezetik. A Tapolca-patakban Tapolcán (46.8779°N, 17.4410°E) illetve Raposkán (46.8504°E, 17.4217°E) zajlottak az avarlebomlási kísérletek (2. ábra) (5. a. és b. kép).



5. kép: Tapolca-patak a.) Tapolcán (2014.01.25.) és b.) Raposkánál (2014.04.02.)

A Tapolca-patak és a Kétöles-patak Víz Keretirányelv szerinti besorolás alapján dombvidéki, meszes, közepes- finom mederanyagú kisvízfolyás (Kétöles-patak Raposka: átlagos vízmélység: 32 ± 3 cm, átlagos vízsebesség: $0,254 \pm 0,059$ m s⁻¹, átlagos vízhőmérséklet: $11,1 \pm 6,0$ °C; Tapolca-patak Raposka: átlagos vízmélység: 50 ± 5 cm, átlagos vízsebesség: $0,394 \pm 0,087$ m s⁻¹, átlagos vízhőmérséklet: $13,7 \pm 3,1$ °C; Tapolca-patak Tapolca: átlagos vízmélység: 50 ± 5 cm, átlagos vízsebesség: $0,481 \pm 0,063$ m s⁻¹, átlagos vízhőmérséklet: $18,3 \pm 1,7$ °C).

4. 2. Kísérletek felépítése és kivitelezése

A kísérletekhez a nemzetközi szakirodalomban elfogadott avarzsákos módszert alkalmaztam. A kísérletekhez szükséges avarmenyiséget 2010, 2011, 2013 őszén, közvetlenül a lombhullás után gyűjtöttem a Veszprém- és Ajka környéki erdőkben. Az avart felhasználás előtt laboratóriumban 50 °C-on tömegállandósági szárítottam NÜVE FN500 típusú szárítószekrényben, majd minden kb. 10x10cm méretű 3mm lyukbőségű hálóból vagy sűrű szövésű 100 mikrométeres lyukbőségű anyagból (plantkonháló) készült avarzsákba a száraz levelekből $10 \pm 0,1$ g-ot töltöttem. A megtöltött avarzsákokat rácson rögzítve helyeztük a patak medrébe (6. a. és b. kép).



6. kép: Az avarzsákok kihelyezése során **a.)** megtöltött avarzsákok rögzítése a rácson (Raposka, 2014.01.23.), majd **b.)** a rácс rögzítése a patak medrébe (Tapolca, 2014.01.23.)

A kísérletekben használt zsákok lyukbőségét az 1. táblázatban foglaltam össze.

1. táblázat: A kísérletekben használt zsákok lyukbősége mintavételi helyek szerint

Kisvízfolyás neve	Mintavételi hely kódja	Avarzsák (Ø: 3x3mm)	Avarzsák (Ø: 100x100µm)
Torna-patak	T1	x	
Torna-patak	T2	x	
Tapolca-patak	TT	x	x
Tapolca-patak	RT	x	x
Kétöles-patak	RK	x	x

Minden kísérlet esetében a kihelyezést követően 24, majd 48 óra múlva történt az első mintavétel, ezután az első hónapban hetente, majd kéthetente vettem mintát, minden avartípusból, minden mintavétel során 3 párhuzamosban.

A minták laboratóriumba szállítását követően háromszintes, különböző lyukbőségű szita felett átmostam a leveleket, hogy eltávolítsam a ráakódott üledéket, illetve hogy kiválogassam az összes, avarzsákba bejutott makrogerinctelent, ha volt a mintában. Az avarzsákban található makrogerinctelen egyedeket egy tálcán gyűjtöttem, majd mintatartó üvegekbe téve 70%-os etanolban tartósítottam későbbi meghatározás céljából. Avarfogyás meghatározásához az átmosott avarmintákat ismét tömegállandóságig szárítottam, majd lemértem a megmaradt avar tömegét. A három párhuzamos minta avartömegeit átlagoltam (M_t).

4. 3. Vízkémiai adatok

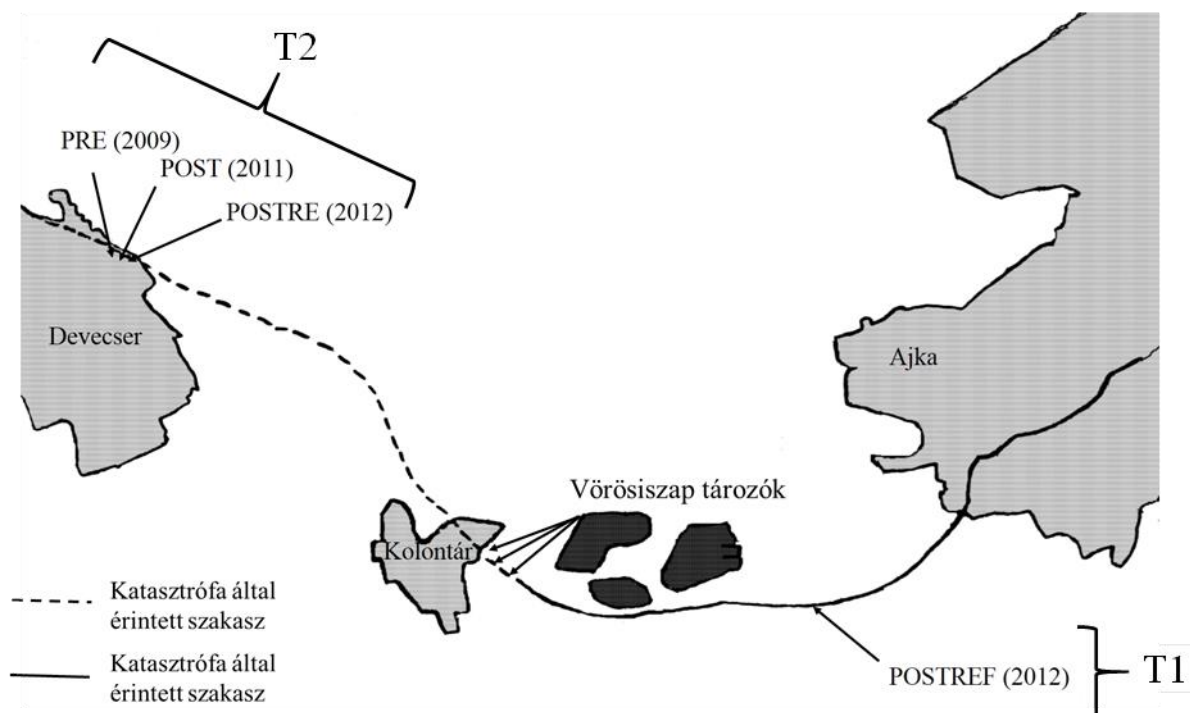
A helyszínen terepi mérőműszerrel (HQ40d multiméter) megmértem a víz hőmérsékletét, oldott oxigén tartalmát (mg L^{-1}), oxigéntelítettségét (%) és vezetőképességét ($\mu\text{S cm}^{-1}$), és pH-ját. Továbbá későbbi laboratóriumi vízanalitikai vizsgálathoz vízmintát gyűjtöttem. A laboratóriumi vizsgálatok során fotometriás módszerrel meghatároztuk a nitrogénformák (NO_2^- -N, NO_3^- -N, NH_4^+ -N,) mennyiségét, az oldott reaktív- (SRP) és összes-foszfor (TP) tartalmát, valamint a főbb ionok (Cl^- , SO_4^{2-} , SRSi) koncentrációját, és titrálásos módszerrel a p- és m-lúgosságot, a kémiai oxigénigényt (KOI_{ps}) (APHA, 1998).

4. 4. Az avarlebontás szakaszainak vizsgálata

Ahhoz, hogy az avarlebontás különböző szakaszai vizsgálni tudjam felhasználtam a Pannon Egyetem Limnológia munkatársai által a Torna-patakon korábban végezett vizsgálatokat, amit a továbbiakban PRE rövidítéssel jelölök. Az avarlebontás szakaszainak elkülönítéséhez három kísérletből álló kísérletsorozatot végeztem el: (1) POST: makroszkópikus gerinctelen nélküli szakasz, közvetlenül a vörösiszap katasztrófa után, (2) POSTRE: a makroszkópikus gerinctelen fauna regenerációját követő szakasz, melyhez Ajka-Tósokberénden jelöltem ki a (3) POSTREF: a referencia helyszínt (3. ábra).

A kísérletsorozatban kilencféle avar lebomlását vizsgáltuk: bükk (*Fagus sylvatica* L.), csertölgy (*Quercus cerris* L.), fűz (*Salix alba* L.), hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus* L.), platán (*Platanus x hybrida* Brot.), nyár (*Populus* sp.), közönséges nyír (*Betula pendula* Roth.), kislevelű hárs (*Tilia cordata* Mill.), virágos kőris (*Fraxinus ornus* L.). Ezek a fajok a Közép- és Nyugat-dunántúli régióban legelterjedtebb erdőalkotó fafajok.

A mintavételek POST esetében: 2011.02.17.; 2011.02.18.; 2011.02.23.; 2011.03.02.; 2011.03.09.; 2011.03.16.; 2011.03.30.; 2011.04.13.; 2011.04.28.; 2011.05.11.; 2011.05.25.; 2011.06.09.; 2011.06.22.; 2011.07.06. A POSTRE és POSTREF esetében: 2012.02.25.; 2012.02.26.; 2012.03.06.; 2012.03.12.; 2012.03.19.; 2012.03.27.; 2012.04.10.; 2012.04.24.; 2012.05.08.; 2012.05.22.; 2012.06.19.



3. ábra: Torna-patakon végzett kísérletsorozat kísérleti helyszíneinek és kísérleteinek elhelyezkedése, a katasztrófa utáni (POST 2011), a regenerációt követő (POSTRE 2012) és a regenerációt követő referencia kísérlet (POSTREF 2012), valamint a korábban végeztek katasztrófa előtti kísérlet (PRE 2009)

4. 5. Tapolca-patakon és a Kétöles-patakon végzett kísérletek kivitelezése és az adatok feldolgozása

A kutatás során háromféle avarral dolgoztam: fehér fűz (*Salix alba*), mézgás éger (*Alnus glutinosa*) és nyár (*Populus* sp.), melyek bomlását három helyszínen vizsgáltam. Ezek a helyszínek: Tapolca-patak tapolcai szakasza (továbbiakban TT), a Tapolca-patak raposkai szakasza (továbbiakban RT) és a Kétöles-patak raposkai szakasza (továbbiakban RK) voltak. Minden kísérlet esetében a kihelyezést követően 24, majd 48 óra múlva történt mintavétel, ezután az első hónapban hetente, majd kéthetente vettünk minden avertípusból 3 párhuzamos mintát. A mintavételek időpontja: 2014.01.23., 2014.01.24., 2014.01.25., 2014.01.27., 2014.01.29., 2014.02.05., 2014.02.12., 2014.02.19., 2014.02.26., 2014.03.05., 2014. 03.12., 2014.03.19., 2014.03.26., 2014.04.02., 2014.04.16., 2014.04.30., 2014.05.27., 2014.06.11.

4. 6. Idegenhonos, invazív fajok lebomlásának vizsgálata

A kutatás során háromféle avarral dolgoztam: fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.), nyugati osterfa (*Celtis occidentalis* L.) és a mediterrán vegetációra jellemző közönséges füge (*Ficus carica* L.), melyek bomlását két helyszínen (Torna-patak devecseri (T1) és Ajka-tósokberéndi (T2) szakasz) vizsgáltam avarzsákos módszerrel ($\varnothing=3$ mm). A kísérlet 2012. február 24. és 2012. június 19. között párhuzamosan a vörösiszap katasztrófát követő kísérletekkel zajlott, ezért a kapott adatokat a korábban ismertetett kísérletből éger (*Alnus glutinosa*), fűz (*Salix alba*) és nyár (*Populus* sp.) adatokkal hasonlítottam össze.

A mintavételek időpontja: 2012.02.25.; 2012.02.26.; 2012.03.06.; 2012.03.12.; 2012.03.19.; 2012.03.27.; 2012.04.10.; 2012.04.24.; 2012.05.08.; 2012.05.22.; 2012.06.19.

4. 7. Adatok feldolgozása

A három párhuzamos mintából a tömegállandóságig szárított és lemért visszamaradó avar tömegét átlagoltam (M_t). Azoknál a kísérleteknél, ahol az avarlebomlási görbe lefutása exponenciális volt (Torna-patakban a regenerációt követő kísérletek, Tapolca-patakban és Kétöles-patakban zajló kísérletek) a szakirodalomban használatos exponenciális formulát használva meghatároztam az avar bomlási együtthatóját (Wieder & Lang, 1982; Bärlocher et al., 2005).

$$M_t = M_0 * e^{-kt}$$

ahol M_t a száraz avar tömege adott pillanatban, M_0 az avartömeg 0 időpontban ($M_0=10$ g), k az exponenciális bomlási együttható, t pedig a kihelyezés óta eltelt idő. Ha az exponenciális együttható értéke 0,005-nél kisebb volt, akkor az adott növény a lassú, ha 0,005 és 0,01 között volt, akkor az adott növény a közepes, és ha 0,01, vagy annál nagyobb értékkel rendelkezett, akkor gyors fogyási sebességű csoportba került (Bärlocher et al., 2005).

Ahol a görbe lefutása nem követte az exponenciális lefutást, abban az esetben a görbét három részre osztottam: (1.) az exponenciális kioldódási szakaszra, (2.) a lineáris kisodródási és fizikai aprózódási szakaszra, valamint (3.) exponenciális szakaszra, ahol megjelenik az aprító makrogerinctelen szervezetek hatása. Az exponenciális lefutású szakaszokon alkalmazható volt az exponenciális formula, a nem exponenciális szakaszon pedig a fogyási

görbe pontjaira illesztett egyenes meredekségét használva számoltam ki a bomlási együtthatót.

4. 8. Az egyes lebomlási folyamatok elkülönítésére kidolgozott modell

A kidolgozott modell megadja a lebomlás 3 részfolyamatában: fizikai aprózódásból, kioldódásból és mikrobiális mineralizációból; aprító makrogerinctelenek tevékenységéből, és az alap lebomlásból tapasztalható tömegvesztés mértékét. A modell nem veszi figyelembe az aprítók egyedszámának növekedését, hanem megjelenésüktől kezdve egy konstans értéknek tekinti. A makrogerinctelenek tevékenységéből származó tömegvesztésért csak az avarzsákban talált makrogerinctelen szervezetek megjelenésétől számoltuk. A modell küszöbértékeket is tartalmaz, mivel az avarlebomlás folyamatában a rendelkezésre álló források limitálhatnak (Basset, 1995; Alemanno et al., 2007). A modell esetében a küszöbérték azt az értéket mutatja, ameddig a lebomlási folyamatban a visszamaradó avar tömege csökkenne, ha csak az adott egy folyamat játszódna le a lebomlás során, ha a kiindulási tömeg 10 g. Amennyiben a tömeg a küszöbérték alá csökken, akkor az adott folyamatból eredő tömegvesztés lelassul. A küszöbérték fajspecifikus és függ az avar kémiai összetételétől (az általam vizsgált fajok küszöbértékeit a 4. táblázat tartalmazza). Az avarlebomlás során fellépő tömegvesztés felbontható a fizikai aprózódás, a mikrobiális lebomlás illetve a makroszkópikus gerinctelenek hatásából származó tömegcsökkenésre:

$$dM(t)/dt = M_0 - M_{\text{fizikai aprózódás és kioldás}} - M_{\text{alap lebomlás}} - M_{\text{makrogerinctelen tevékenység}}$$

ahol $M(t)$ a száraz avar tömege adott pillanatban (nap) t és a kiindulási tömeg 0 idő pillanatban 10g ($M(t=0) = 10$ g). A tömegvesztés az alábbi összetevőkkel:

$$M_{\text{fizikai aprózódás és kisodródás}} = k_{\text{fizikai aprózódás és kisodródás}} * (M(t) - m_{\text{fizikai aprózódás és kisodródás}})$$

ha $M(t) > m_{\text{fizikai aprózódás és kisodródás}}$ egyébként a fizikai aprózódás és kisodródás = 0

ahol $M(t)$ a száraz avar tömege adott pillanatban (nap), $k_{\text{fizikai aprózódás és kisodródás}}$ a fizikai aprózódásból és kioldódásból származó bomlási együttható (nap^{-1}), $m_{\text{fizikai aprózódás és kisodródás}}$ a fizikai aprózódásra és kioldódásra jellemző küszöbérték (g).

$$M_{\text{alap lebomlás}} = k_{\text{alap lebomlás}} * M(t)$$

ahol $M(t)$ a száraz avar tömege adott pillanatban (nap), $k_{\text{alap lebomlás}}$ az alap lebomlásból származó bomlási együttható (nap^{-1}).

$$M_{\text{makrogerinctelen tevékenység}} = k_{\text{makrogerinctelen tevékenysége}} * (M(t) - m_{\text{makrogerinctelen tevékenysége}}) \text{ ha } T > T_{\text{makrogerinctelen}} \text{ és } M(t) > m_{\text{makrogerinctelen tevékenysége}} \text{ egyébként } 0$$

ahol $M(t)$ a száraz avar tömege adott pillanatban (nap), $m_{\text{makrogerinctelen tevékenysége}}$ (g) a makrogerinctelen tevékenység küszöbértéke, illetve $T_{\text{makrogerinctelen}}$ jelenti azt a vízhőmérséklet értéket, ahol az első makrogerinctelen szervezet megjelent az avarzsákokban; T a vízhőmérséklet az adott pillanatban. Az elsőrendű küszöbértékekkel súlyozva kapjuk meg a tényleges bomlási együtthatókat ($k_{\text{fizikai aprózódás és kisodródás}}$, $k_{\text{alap lebomlás}}$, $k_{\text{makrogerinctelen tevékenysége}}$ (nap⁻¹)).

Az avartípusokat az bomlási együtthatók alapján: "gyors" ($k_{\text{obs}} > 0,01 \text{ nap}^{-1}$), "közepes" ($k_{\text{obs}} = 0,005 - 0,01 \text{ nap}^{-1}$) és "lassú" ($k_{\text{obs}} < 0,005 \text{ nap}^{-1}$) bomlási kategóriákba sorolhatjuk igazodva Petersen & Cummins (1974) és Graça et al. (2005) munkájához.

A modell megalkotásához Bayesian kalibrációt használtunk, mely tényleges terepi mért adatokon alapul. A paraméterek eloszlásának kijelölését korábbi irodalmi adatokat, szakértői véleményeket és matematikai korlátokat használtunk (2. táblázat.).

2. táblázat.: A modell elsődleges eloszlási paraméterei

Parameter	Prior class	Prior settings
$T_{\text{makrogerinctelen}}$	lognormal	Mean: 10, Std. deviation: 5
k	uniform	Min.:0, Max.:1
M_0	lognormal	Mean: 10, Std. deviation: 0.05
$k_{\text{fizikai aprózódás és kisodródás}}$	lognormal	Mean: 8, Std. deviation: 1
$m_{\text{makrogerinctelen tevékenysége}}$	lognormal	Mean: 0.5, Std. deviation: 0.5

A modell kalibrálása három kísérlet alapján történt (POST, POSTRE, POSTREF), melyeket a Torna-patakban végeztem, és ami tartalmazza a vízkémiai adatokat, a vízhőmérsékletét, a makrogerinctelen szervezetek jelenlétét, a kezdeti és a visszamaradó avar tömegét. A modell a legvalószínűbb bomlási együtthatók valamint az együtthatók bizonytalanságának a meghatározására Markov-lánc Monte-Carlo (MCMC) szimulációt használ.

4. 9. Az avaron megtelepedők gomba biomassza meghatározása, ergoszterol koncentráció alapján

A gombák biomassza értékeit az ergoszterol koncentrációk alapján lehet meghatározni (Gessner & Chauvet, 1997; Bärlocher et al., 2005), s az általánosan használt összefüggés alapján 5,5 mg ergoszterol 1 g gomba biomasszának felel meg. Az avarzsákokból a feltárást követően a különböző avartípusokon megtelepedő lebontó mikrogombákra jellemző ergoszterol koncentráció meghatározása HPLC-s módszerrel történt (Bärlocher et al., 2005).

Az ergoszterol koncentráció meghatározásához ismert mennyiségű légszáraz avart mértem be minden mintából, majd 80°C-on KOH-os metanol oldatban (8 g KOH l⁻¹) 80 °C-on 30 percen keresztül extraháltam. A három párhuzamos extraktumból átlagmintát készítettem, melyből szilárd fázisú extrakcióval (SPE – solid phase extraction) választottam el az ergoszterolt, majd izopropanollal kinyert ergoszterol mennyiségeket HPLC-vel (high performance liquid chromatography) határoztam meg. A rendszer legfontosabb beállításai: eluens: 100% metanol (HPLC tisztaságú), áramlási sebesség 1 ml perc⁻¹, gáz: hélium, pumpa: Waters 600, UV lámpa (Waters 490), idő állandó: 0,1, AUFS:1, λ = 282 nm, termosztát: Waters 410, hőmérséklet 33 °C, oszlop: Nova- Pak C18; 3,8x150 mm, 4 μ . A standard görbe készítéséhez Sigma, purum $\geq$ 95% (HPLC) ergoszterol sztenderd alkalmaztam (Bärlocher et al., 2005). Az egyes mintavételi eszközökből származó avartípusokból átlagmintát készítettem, melyekből a HPLC-vel egy mérés történt, ezért szórás adatok nincsenek.

4. 10. Statisztikai elemzés

A statisztikai elemzésekhez R 3. 1. 1. verzióját használtam (R Development Core Team, 2014), az elemzéseket minden esetben standardizált adatokon végeztem el. A bomlási modell a kísérlet során kapott bomlási görbéhez való illeszkedésének meghatározására Pearson korrelációt alkalmaztam. A POST, POSTRE, POSTEF kísérletek során kapott adatok esetében a nem teljesültek teljes mértékben az ANOVA feltételei, valamint a kísérletenként kapott alacsony mintaszám volt jellemző, ezért nem-paraméteres Kruskal-Wallis tesztel vizsgáltam a kísérlet (POST, POSTRE, POSTEF) és k bomlási együttható valamint a fafaj és k bomlási együttható közötti összefüggéseket, illetve az egyes csoportok páronkénti összehasonlításához post hoc Neményi próbát végeztem (DescTools R programcsomag). A vízkémiai háttér változók esetében sem teljesült a normalitás feltétel, ezért az összehasonlítást szintén Kruskal-Wallis próbával végeztem el.

A Tapolca-patakban és a Kétöles-patakban végzett kísérletek során kapott eredmények esetében sem teljesültek az ANOVA feltételei, ezért a bomlási együttható és a hőmérséklet, valamint a bomlási együtthatók és a fajok kapcsolatának vizsgálatát mintavételi eszközönként Kruskal-Wallis próbával állapítottam meg, illetve a csoportok összehasonlítását ebben az esetben is post hoc Neményi próbával végeztem el (DescTools R programcsomag). A bomlási együtthatók és a zsáktípusok kapcsolatát páros Wilcoxon teszttel vizsgáltam.

Az ergoszterol koncentráció és a vízkémiai paraméterek közötti összefüggéseket vizsgálatához, az adatok standardizálást követően lineáris regresszióval modellt építettem fel, melyből a legjobban összefüggő adatok kiválasztásához Akaike- féle információs kritériumot (AIC) alkalmaztam. A legkisebb AIC értékkel rendelkező adatok alapján egy újabb lineáris regressziós modellt hoztam létre, majd ANOVA segítségével állapítottam meg, hogy az így kapott modellben szereplő vízkémiai változók közül melyeknek volt szignifikáns hatása az ergoszterol koncentrációjára. Az Akaike- féle információs kritérium meghatározásához MASS package-t használtam (Venables & Ripley, 2002).

A két mintavételi helyszínen az egyes őshonos és nem őshonos avartípusok közötti összefüggéseket egyutas ANOVA-val vizsgáltam. Az invazív vagy idegenhonos fajok és az őshonos fajok exponenciális bomlási együtthatóinak és mintavételi helyszínek összehasonlítását többváltozós ANOVA alkalmazásával végeztem el.

5. Eredmények

5. 1. Avarlebomlás jellemzői a vörösiszap katasztrófa után

5. 1. 1. A vízkémiai háttérváltozók

Az átlagos pH a Torna-patakban, Devecserben 2011-ben és 2012-ben is magasabb értéket ért el, mint a katasztrófát megelőzően, 2011-ben $8,27 \pm 0,35$, 2012-ben $8,24 \pm 0,33$ volt, míg a referenciapontként kijelölt területen, Ajka-Tósokberénden ez az érték $8,02 \pm 0,49$ volt a pH átlagos értéke. Az átlagos vezetőképesség a devecseri szakaszon 2011-ben $985 \pm 11,23 \mu\text{S cm}^{-1}$ 2012-ben $948 \pm 214 \mu\text{S cm}^{-1}$, az Ajka-tósokberéndi szakaszon pedig $1114 \pm 204 \mu\text{S cm}^{-1}$. A további vízkémiai paraméterek átlag értékeit a 3. táblázatban foglaltam össze. Saját mérési eredményeim mellett a korábbi, 2009-ben a Limnológia Intézeti Tanszék munkatársai által meghatározott paramétereket is tartalmazza.

3. táblázat: A kísérleti periódusokban mért vízkémiai paraméterek átlag értékei a Torna-patak devecseri szakaszán 2009-ben (PRE), 2011-ben (POST), 2012-ben (POSTRE) és az Ajka-tósokberéndi szakaszon 2012-ben (POSTREF)

változó	PRE	POST	POSTRE	POSTREF
$\text{NO}_2^- - \text{N}$ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	$33,00 \pm 20,00$	$55,69 \pm 50,85$	$48,89 \pm 27,31$	$27,082 \pm 16,44$
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (mg L^{-1})	$1,41 \pm 1,30$	$0,16 \pm 0,18$	$0,24 \pm 0,23$	$0,58 \pm 0,67$
$\text{NO}_3^- - \text{N}$ (mg L^{-1})	$2,42 \pm 1,77$	$3,64 \pm 0,34$	$2,58 \pm 1,23$	$2,51 \pm 1,47$
KOI (mg L^{-1})	$6,77 \pm 6,35$	$4,32 \pm 1,55$	$3,29 \pm 1,58$	$2,90 \pm 0,64$
$\text{PO}_4^{3-} \text{P}$ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	$4,94 \pm 3,71$	$9,65 \pm 5,46$	$15,61 \pm 8,83$	$17,00 \pm 12,15$
TP ($\mu\text{g L}^{-1}$)	$762,53 \pm 1356,57$	$165,13 \pm 175,36$	$247,64 \pm 486,30$	$163,82 \pm 84,59$
SiO_2^- (mg L^{-1})	-	$3,18 \pm 0,68$	$2,15 \pm 1,65$	$2,26 \pm 2,29$
SO_4^{2-} (mg L^{-1})	$152,57 \pm 72,06$	$492,99 \pm 253,47$	$266,05 \pm 227,39$	$402,95 \pm 310,60$
Cl^- (mg L^{-1})	-	$34,17 \pm 18,81$	$29,31 \pm 8,41$	$39,30 \pm 8,31$

A kémiai paraméter átlag értékei nem különböznek szignifikánsan 2009-ben, 2011-ben és 2012-ben (Kruskal-Wallis próba: $\chi = 0,1416$; $\text{df} = 1$; $p\text{-érték} = 0,986$).

5. 1. 2. Az avarlebomlás vizsgálata

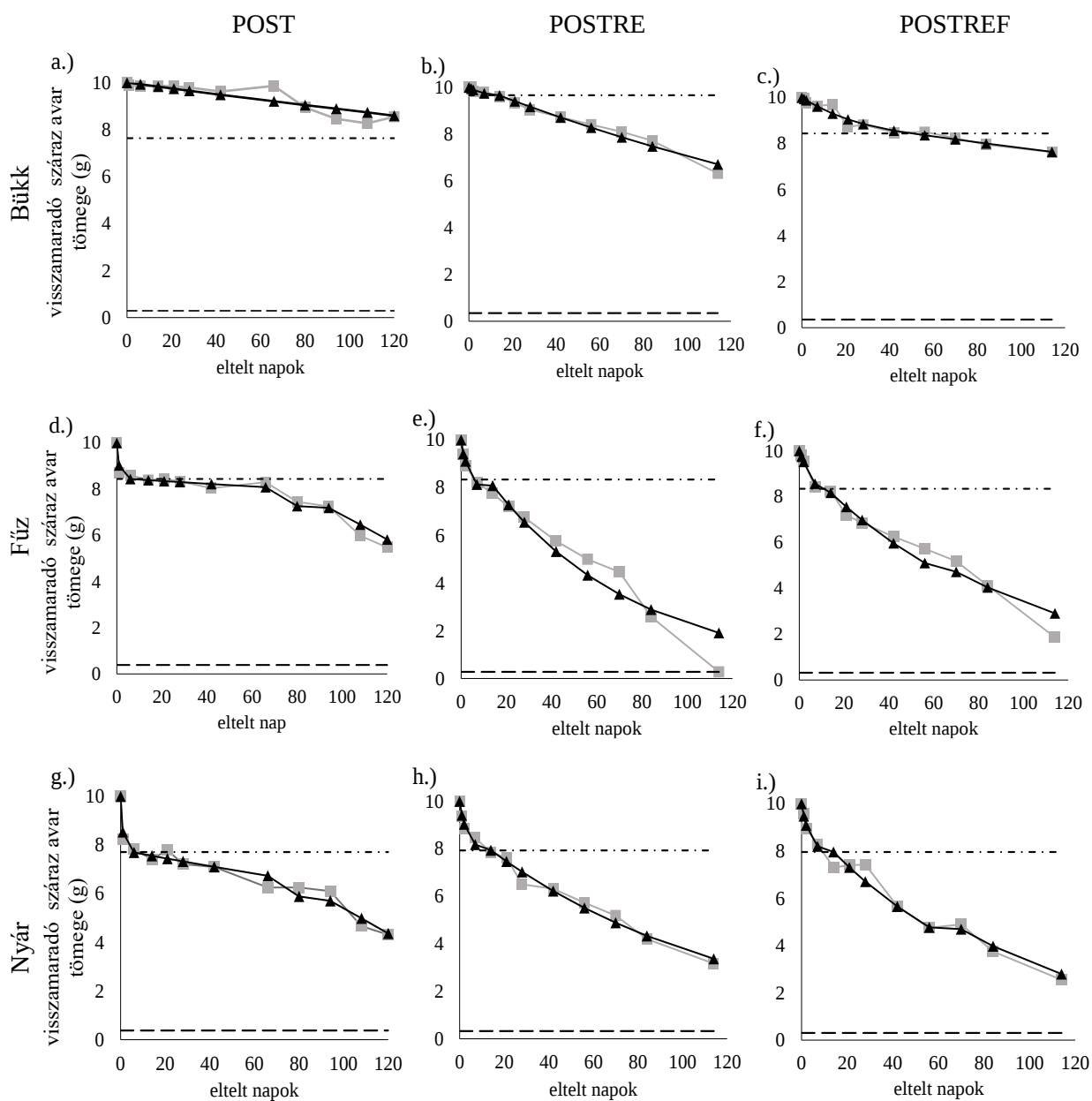
A nyers adatok elemzése során kiderült, hogy az avar tömegcsökkenési görbéje a POST kísérlet esetén nem követi az általánosan elterjedt exponenciális lebomlási görbe lefutását: a kioldódási szakaszt követően a fogyási görbe lineárisává válik. Emiatt feltételezhető volt, hogy a lineáris szakaszban az avar tömegének csökkenése a fizikai kopás, a kisodródás, és a lebontó mikrogombák tevékenységének eredménye, amit az is bizonyított, hogy a POST

utolsó fázisában, az aprítók megjelenését követően a fogyási görbe ismét exponenciális lefutásúvá vált.

Grafikusan a különböző lebomlási kategóriába tartozó fajok közül egyet szemléltetek, mivel a vizsgált fajok lebomlási görbéje hasonló lefutású, mint a bemutatott fajoké: a kioldódási fázis követően egy lineáris szakasz különíthető el az aprító makrogerinctelenek megjelenéséig a POST kísérlet során, illetve exponenciális lefutású görbét kaptunk a 2012-es POSTRE és POTREF kísérletek során. Lassan bomló fajok közül a bükk (*Fagus sylvatica*), a közepes és/vagy gyors lebomlási kategóriába tartozó fűz (*Salix alba*) és nyár (*Populus* sp.) avarbomlási görbáját mutatom be (4. a.; b.; c.; d.; e.; f.; g.; h.; i. ábra). A tömegvesztés a POST esetében 16-87% közötti, a POSTRE kísérletben 37-100% és a POSTREF esetében 24-81% volt. A POST kísérletben a lebomlási görbe lefutása kioldódásra jellemző exponenciális szakasszal kezdődik, majd ezt követően kvázi lineárisra válik egésze az aprítók megjelenéséig (4. a.; d., g. ábra). A makroszkópikus gerinctelenek megjelenéséig eltelt napok számát a 4. táblázatban foglaltam össze. POSTRE és POSTREF esetében a lebomlási görbe exponenciális lefutású volt (4. b., c., e., f., h., i. ábra).

Az avarfogyás tekintetében jelentős különbségek voltak tapasztalhatók a POST, POSTRE és POSTREF kísérlet során. A bükk avar (*Fagus sylvatica*) kiindulási tömegének 16%-a fogyott el a POST kísérletben, majd a POSTRE szakaszban a rekolonizációt követően, kezdeti tömeg 37%-a mosódott ki, míg 24%-a a referencia szakaszon (POSTREF). A bükk avar (*Fagus sylvatica*) lebomlása 2011-ben, a POST fázisban (az aprítók nélküli lebomlás során) a sokkal lassabb volt ($k_{obs}=0,0015$; 4. a. ábra), mint a makrogerinctelenek kolonizációját követően 2012-ben a POSTRE ($k_{obs}=0,0040$; 4. b. ábra) és POSTREF ($k_{obs}=0,0024$; 4. c. ábra) kísérletekben. A bükk lebomlása minden esetben „lassú” lebomlási kategóriába esett. A lineáris szakasz csak POST kísérlet esetében volt tapasztalható az aprító nélküli időszakban. A fűzavarból a POST során a kiindulási tömeg csak az 50%-ára csökkent, a regeneráció után (POSTRE) az avar tömegének 97%-a, a referencia kísérlet során a 81%-a távozott a az avarzásokból. A fűz lebomlási sebessége így lassabb volt 2011-ben (POST) (4. d. ábra) a ($k_{obs}=0,0048$), mint ahogy a 2012-ben lezajlott kísérletek során tapasztaltam (POSTRE: $k_{obs}=0,0161$; POSTREF: $k_{obs}=0,0148$; 4. e. f. ábra). A fűzavar lebomlása 2011-ben a lassú kategóriába esett, míg 2012-ben a POSTRE és a POSTREF során is gyors lebomlású volt. A katasztrófát követő kísérletben az avarbomlási görbe lineáris lefutású volt, kivéve a kezdeti kioldódási szakaszt. A regenerációt követő és a referencia kísérletekben a görbe exponenciális lefutású volt. A nyár (*Populus* sp.) avar tömegcsökkenésének mértéke POST-ban 65% körüli,

a POSTRE és POTREF kísérletekben pedig 70% valamint 75% volt. Az avarlebomlása 2011-ben (POST) a közepes kategóriába tartozott ($k_{obs}=0,0074$; 4. g. ábra), 2012-ben viszont mind a két helyszínen (POSTRE: $k_{obs}=0,0101$; POSTREF: $k_{obs}=0,0119$; 4. h. i. ábra) gyors lebomlású volt. A lebomlási görbe a nyárávar esetében is lineáris lefutású volt az első makrogerinctelenek megjelenéséig 2011-ben. 2012-ben valamint a kioldódási szakaszban pedig exponenciális volt.



—■— Mobs —▲— Mmod - - - küszöbérték fizikai aprózódás és kisodródás — — küszöbérték makrogerinctelen tevékenység

4. ábra: A modell által megadott (—▲— Mmod) és a kísérletből kapott (—■— Mobs) lebomlási görbék (M_{obs} : kísérletben visszamaradó száraz avar tömege; M_{mod} : modell alapján meghatározott visszamaradó száraz avartömeg; küszöbérték makrogerinctelen tevékenység: az érték ameddig a visszamaradó száraz avartömeg lecsökken, ha csak a makrogerinctelenek tevékenysége csökkenti, amennyiben 10g a kiindulási tömeg; küszöbérték fizikai aprózódás és kisodródás: az érték ameddig a visszamaradó száraz avartömeg csökken, ha csak a fizikai aprózódás és kisodródás csökkenti, amennyiben 10g a kiindulási tömeg)

Az egyes lebomlási folyamatokra jellemző adatokat az 4. táblázatban foglaltam össze.

4. táblázat: Kinetikus avarle bomlási paraméterek a Torna-patakban 2011-ben (katasztrófát követően - POST), és 2012-ben (regenerációt követően - POSTRE) és 2012 (referencia szakaszon - POSTREF). Az első aprítók megjelenését csak a POST esetében adtam meg, mivel a többi kísérlet során a kihelyezést követően néhány nap alatt megjelentek a makrogerinctelen szervezetek

avartípus	k fizikai aprózódás, kisodródás (nap ⁻¹)	k makrogerinctelen tevékenység (nap ⁻¹)	k alap (nap ⁻¹)	fizikai aprózódás, kisodródás küszöbérték	makrogerinctelen tevékenység küszöbérték	k fizikai aprózódás és kisodródás (nap ⁻¹) súlyozott	k makrogerinctelen tevékenység (nap ⁻¹) súlyozott	k _{obs} (nap ⁻¹)	k _{mod} (nap ⁻¹)	Első aprító megjelenése (nap)
<i>Acer pseudoplatanus</i> 2011 POST	0,0336	0,0047	0,0002	7,6316	0,3615	0,0080	0,0046	0,0033	0,0051	70
<i>Acer pseudoplatanus</i> 2012 POSTRE	0,3003	0,0042	0,0011	8,8167	0,3493	0,0355	0,0041	0,0062	0,0057	
<i>Acer pseudoplatanus</i> 2012 POSTREF	0,0882	0,0063	0,0015	8,0142	0,3289	0,0175	0,0061	0,0097	0,0075	
<i>Betula pendula</i> 2011 POST	0,2878	0,0116	0,0011	7,9597	0,3307	0,0587	0,0113	0,0029	0,0032	70
<i>Betula pendula</i> 2012 POSTRE	0,4080	0,0086	0,0014	7,9241	0,3305	0,0847	0,0082	0,0098	0,0089	
<i>Betula pendula</i> 2012 POSTREF	0,1374	0,0075	0,0004	8,3562	0,3179	0,0226	0,0073	0,0096	0,0075	
<i>Fagus sylvatica</i> 2011 POST	0,2641	0,0165	0,0043	7,6366	0,2889	0,0624	0,0161	0,0011	0,0012	84
<i>Fagus sylvatica</i> 2012 POSTRE	0,1427	0,0029	0,0009	9,6648	0,3493	0,0539	0,0143	0,0040	0,0035	
<i>Fagus sylvatica</i> 2012 POSTREF	0,0292	0,0117	0,0016	8,4452	0,3561	0,0045	0,0112	0,0024	0,0024	
<i>Fraxinus ornus</i> 2011 POST	0,0336	0,0047	0,0002	7,6316	0,3615	0,0080	0,0046	0,0126	0,0096	70
<i>Fraxinus ornus</i> 2012 POSTRE	0,2726	0,0081	0,0084	7,6106	0,3122	0,0651	0,0078	0,2221	0,0171	
<i>Fraxinus ornus</i> 2012 POSTREF	0,9311	0,0555	0,0059	6,9334	3,2832	0,2855	0,0372	0,0127	0,0134	
<i>Platanus x hybrida</i> 2011 POST	0,8533	0,0006	0,0015	9,2260	0,3510	0,0660	0,0006	0,0023	0,0024	98
<i>Platanus x hybrida</i> 2012 POSTRE	0,8158	0,0051	0,0014	9,3892	0,3356	0,0660	0,0006	0,0071	0,0061	
<i>Platanus x hybrida</i> 2012 POSTREF	0,0649	0,0023	0,0011	7,1977	0,3616	0,0182	0,0023	0,0049	0,0048	
<i>Populus</i> sp. 2011 POST	0,9994	0,0079	0,0022	7,7113	0,3743	0,2287	0,0076	0,0073	0,0073	84
<i>Populus</i> sp. 2012 POSTRE	0,2831	0,0081	0,0010	7,9343	0,3273	0,0585	0,0078	0,0101	0,0095	
<i>Populus</i> sp. 2012 POSTREF	0,2878	0,0116	0,0011	7,9597	0,3070	0,0587	0,0113	0,0119	0,0112	
<i>Quercus petraea</i> 2011 POST	0,0167	0,0091	0,0001	8,7336	0,3528	0,0021	0,0089	0,0031	0,0025	98
<i>Quercus petraea</i> 2012 POSTRE	0,0308	0,0028	0,0013	7,5427	0,3611	0,0076	0,0027	0,0048	0,0050	
<i>Quercus petraea</i> 2012 POSTREF	0,1236	0,0022	0,0012	8,5049	0,3596	0,0184	0,0021	0,0040	0,0038	
<i>Salix alba</i> 2011 POST	0,9668	0,0073	0,0007	8,4373	0,3925	0,1511	0,0070	0,0048	0,0050	84
<i>Salix alba</i> 2012 POSTRE	0,3260	0,0147	0,0009	8,3460	0,2788	0,0539	0,0143	0,0904	0,0145	
<i>Salix alba</i> 2012 POSTREF	0,1255	0,0060	0,0055	8,2842	0,3183	0,0215	0,0058	0,0147	0,0108	
<i>Tilia cordata</i> 2011 POST	0,4335	0,0107	0,0028	8,4625	0,0667	0,0667	0,0102	0,0135	0,0117	98
<i>Tilia cordata</i> 2012 POSTRE	0,1992	0,0131	0,0013	8,1357	0,3135	0,0371	0,0127	0,0130	0,0135	
<i>Tilia cordata</i> 2012 POSTREF	0,2726	0,0001	0,0079	8,5126	0,3782	0,0406	0,0001	0,0089	0,0090	

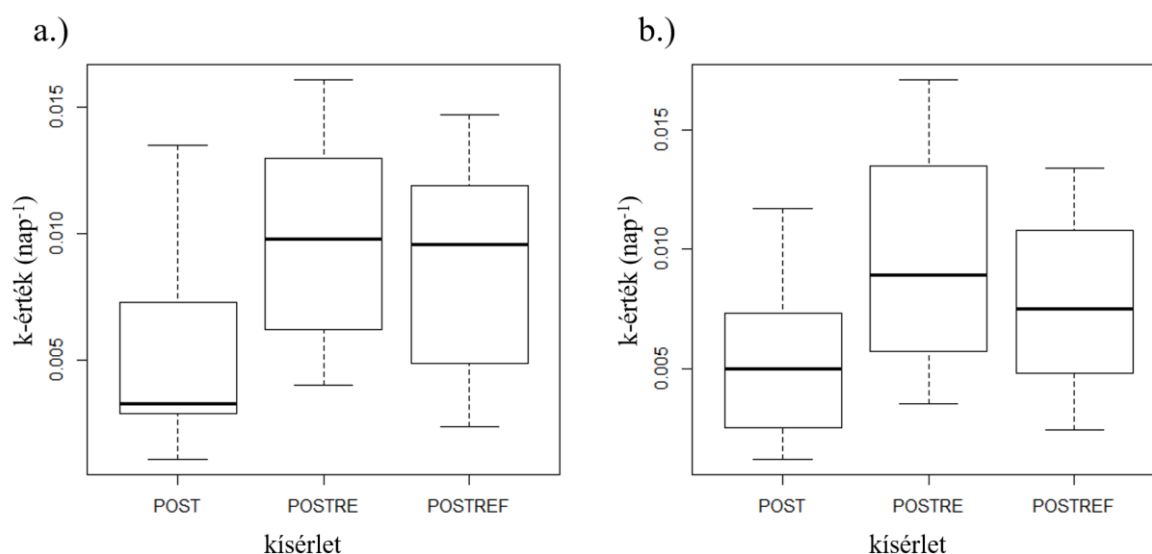
A modellből és a kísérletből kapott adatok összehasonlítása során a modell által létrehozott lebomlási görbe illeszkedése a kísérletből kapott lebomlási görbe lefutásához minden esetben megfelelő volt (korreláció mértéke 0,7057-0,9618). Az értékeket az 5. táblázatban foglaltam össze.

5. táblázat: Kísérleti és a modell adatok közötti korreláció értékek (Rövidítések: POST: katasztrófát követő kísérlet 2011-ben, POSTRE: regenerációt követő kísérlet 2012-ben, POSTREF: referencia szakaszon kivitelezett kísérlet 2012-ben)

levéltípus	korreláció	t	df	p-érték
<i>Acer pseudoplatanus</i> 2011 POST	0,7759	3,690	9	< 0,05
<i>Acer pseudoplatanus</i> 2012 POSTRE	0,8819	5,916	10	< 0,05
<i>Acer pseudoplatanus</i> 2012 POSTREF	0,8864	6,055	10	< 0,05
<i>Betula pendula</i> 2011 POST	0,7901	4,076	10	< 0,05
<i>Betula pendula</i> 2012 POSTRE	0,8814	5,901	10	< 0,05
<i>Betula pendula</i> 2012 POSTREF	0,8814	5,901	10	< 0,05
<i>Fagus sylvatica</i> 2011 POST	0,8302	4,710	10	< 0,05
<i>Fagus sylvatica</i> 2012 POSTRE	0,8296	4,698	10	< 0,05
<i>Fagus sylvatica</i> 2012 POSTREF	0,9502	9,642	10	< 0,05
<i>Fraxinus ornus</i> 2011 POST	0,7836	3,988	10	< 0,05
<i>Fraxinus ornus</i> 2012 POSTRE	0,7929	4,115	10	< 0,05
<i>Fraxinus ornus</i> 2012 POSTREF	0,9618	11,103	10	< 0,05
<i>Platanus x hybrida</i> 2011 POST	0,9187	7,358	10	< 0,05
<i>Platanus x hybrida</i> 2012 POSTRE	0,7837	3,990	10	< 0,05
<i>Platanus x hybrida</i> 2012 POSTREF	0,9539	10,051	10	< 0,05
<i>Populus</i> sp, 2011 POST	0,8562	5,241	10	< 0,05
<i>Populus</i> sp, 2012 POSTRE	0,8443	4,982	10	< 0,05
<i>Populus</i> sp, 2012 POSTREF	0,8132	4,418	10	< 0,05
<i>Quercus petrea</i> 2011 POST	0,9333	8,219	10	< 0,05
<i>Quercus petrea</i> 2012 POSTRE	0,9333	8,219	10	< 0,05
<i>Quercus petrea</i> 2012 POSTREF	0,9386	8,601	10	< 0,05
<i>Salix alba</i> 2011 POST	0,8044	4,281	10	< 0,05
<i>Salix alba</i> 2012 POSTRE	0,7057	3,150	10	< 0,05
<i>Salix alba</i> 2012 POSTREF	0,7878	4,045	10	< 0,05
<i>Tilia cordata</i> 2011 POST	0,7981	3,973	10	< 0,05
<i>Tilia cordata</i> 2012 POSTRE	0,7640	3,745	10	< 0,05
<i>Tilia cordata</i> 2012 POSTREF	0,8532	5,173	10	< 0,05

A kísérlet során kapott lebomlási ráták 2011-ben a POST-ban voltak a legalacsonyabbak, ennél magasabb mértékűek voltak 2012-ben a POSTRE, és a POSTREF során (5. a. ábra), azonban az értékek a POSTRE valamint a POSTREF során hasonlóak

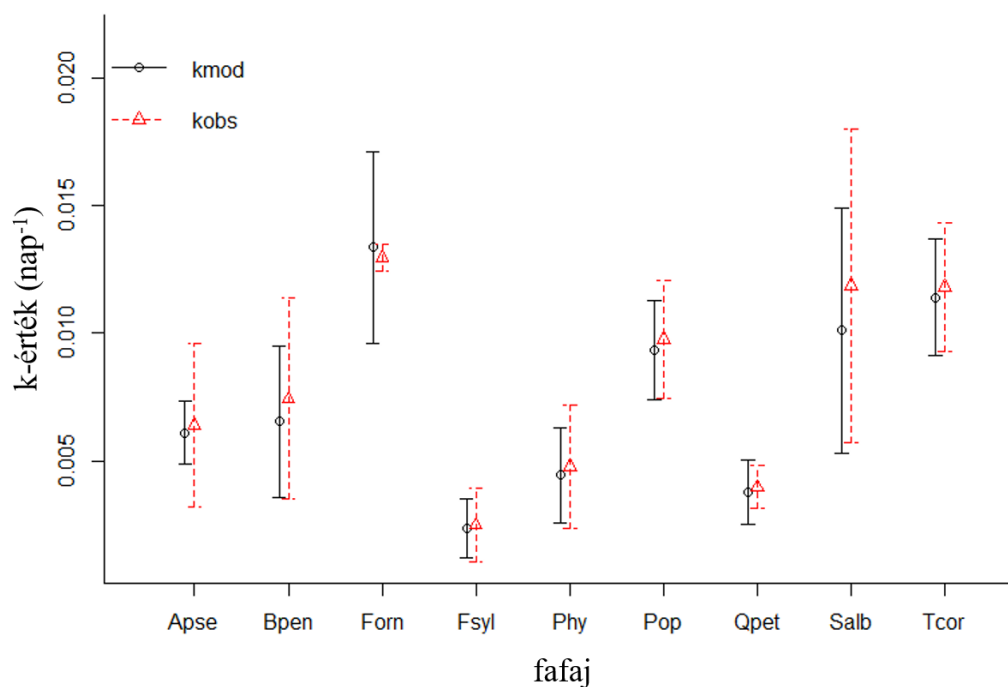
voltak (5. a. ábra). Azonban nem találtam szignifikáns kapcsolatot a POST, POSTRE és POSTREF során kapott bomlási együtthatók között (Kruskal-Wallis $\chi = 4,3704$; $df = 2$; p -érték = 0,112). A modell által számolt bomlási együtthatók esetében hasonlóan a kísérlethez 2011-ben a POST-ban voltak a legalacsonyabbak az értékek, ennél magasabb mértékűek voltak a bomlási együtthatók 2012-ben a POSTRE, és a POSTREF során (5. b. ábra), azonban az értékek a POSTRE valamint a POSTREF során hasonlóak értékűek voltak (5. b. ábra). Ebben az esetben sem kaptam szignifikáns összefüggést az egyes kísérletek és a bomlási együtthatók között (Kruskal-Wallis $\chi = 3,821$; $df = 2$; p -érték = 0,148).



5. ábra: a.) k_{obs} a kísérletből kapott k -értékek eloszlása (POST, POSTRE, POSTREF) b.) k_{mod} a modellből kapott k -értékek (páros t -próba: POST, POSTRE, POSTREF) (A boxplot ábrán a vastag a vízszintes vonal a k -értékek mediánját, a doboz alsó és felső éle az alsó és felső kvartilist a bajuszok végei pedig az adatok kiugró értékek nélküli tartományát adják meg)

A lebomlási együtthatók és a fafajok között szignifikáns összefüggést találtam a kísérlet során kapott (Kruskal-Wallis $\chi = 17,304$; $df = 8$; p -érték < 0,05) valamint a modell által számolt k értékek és fafaj között (Kruskal-Wallis $\chi = 19,539$; $df = 8$, p -érték < 0,05).

A bomlási együtthatók fafajonkénti ábrázolása esetében azonban több fafaj elkülönülése állapítható meg (6. ábra). Azonban a kapott eredmények alapján elvégzett Neményi post hoc összehasonlítás alapján a kísérlet esetében marginálisan szignifikáns összefüggés volt a bükk és a kőris avar bomlási együtthatója között. A modell esetében csak a bükk és a kőris avar lebomlási együtthatói között kaptam szignifikáns összefüggést, illetve marginálisan szignifikáns a hárs és bükk avar bomlási rátája között (lásd Mellékletek 1. táblázat), ennek oka az alacsony mintaszám lehetett.



6. ábra: A kísérlet során kapott (k_{obs}) és a modell által generált (k_{mod}) k értékek eloszlása . Rövidítések: Apse: hegyi juhar; Bpen: közönséges nyír; Forn: virágos kőris; Fsyl: bükk; Phy: platán; Pop: nyár; Qpet: kocsánytalan tölgy; Salb: fehér fűz; Tcor:kislevelű hárs (Az error plot ábrán a jelölő a k -értékek átlag értékét, a bajuszok végei pedig az adatok SD értékeit adják meg)

5. 1. 3 A makroszkópikus vízi gerinctelen szervezetek megjelenése

Az első makrogerinctelen szervezetet a devecseri szakaszon 2011-ben 42 nappal a kihelyezés után találtam meg az avarzsákokban (*Betula pendula* és *Acer pseudoplatanus*), majd 80 nappal a kihelyezést követően minden avarzsákban megtalálhatóak voltak, számuk a 122 napig emelkedett. A vörösiszap katasztrófát megelőzően a hat aprító faj volt jelen az avarzsákokban (*Gammarus roeseli* Gervais, *Gammarus fossarum* Fabricius, *Anabolia furcata* Brauer, *Chaetopteryx fusca* Brauer, *Potamophylax nigricornis* Pictet, *Physella acuta* Draparnaud) (Kovács et al., 2011), azonban a katasztrófát követően csak három aprító faj jelent meg az első évben (*Gammarus roeseli*, *Photamophylax rotundipennis* Brauer, *Goera pilosa* Fabricius).

5. 2. Avarlebomlás hőmérséklet függése

5. 2. 1. Vízkémiai adatok

A kísérletek két vízfolyásban, három helyszínen zajlottak, Raposkán a Kétöles-patakban (továbbiakban RK), Raposkán a Tapolca-patakban (továbbiakban RT) és Tapolcán a Tapolca-patakban (továbbiakban: TT). A három mintavételi helyszín fontosabb vízkémiai adatait a 6. táblázatban foglaltam össze.

6. táblázat: A kísérleti periódusokban (2014.01.23-tól 2014.06.11-ig) mért vízkémiai paraméterek átlag értékei a Raposkán a Kétöles- és Tapolca-patakban és Tapolcán a Tapolca-patakban

változók	Raposka, Kétöles-patak (RK)	Raposka Tapolca- patak (RT)	Tapolca Tapolca- patak (TT)
DO (mg L ⁻¹)	9,06±1,83	7,48±0,83	9,29±0,45
DO%	80,02±9,67	72,45±6,80	99,82±5,85
pH	7,77±0,17	7,78±0,15	7,49±0,11
Vezetőképeség (μS cm ⁻¹)	691,62±37,04	671,11±21,37	650,29±15,88
Vízsebesség (m s ⁻¹)	0,25±0,06	0,46±0,09	0,48±0,06
Víz hőmérséklet (°C)	11,15±6,02	13,69±3,10	18,30±1,72
NO ₂ ⁻ -N (μg L ⁻¹)	39,99±23,32	63,84±22,18	9,07±15,53
NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	0,07±0,08	0,22±0,26	0,083±0,13
NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	2,89±0,54	3,39±0,94	3,15±0,29
KOI (mg L ⁻¹)	3,82±1,70	1,98±1,11	1,07±0,80
PO ₄ ³⁻ P (μg L ⁻¹)	74,20±26,32	71,45±41,34	65,20±54,61
TP (μg L ⁻¹)	1329,77±1758,64	1338,74±1381,86	1561,76±1803,96
SiO ₂ (mg L ⁻¹)	7,61±1,49	7,64±2,05	8,31±2,21
SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	57,99±18,44	33,39±8,81	31,77±21,61
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	29,18±10,60	32,95±16,39	27,73±10,87

A helyszínek vízkémiai paraméterei normál eloszlásúak voltak. A standardizálás után a mintavételenként kapott összes adatot elemezve nem találtam szignifikáns összefüggés a helyszínek fontosabb vízkémiai paraméterei között (ANOVA: RK és RT között Df=1; F=0,0011; p-érték=0,973; RK és TT között Df=1; F=0,0836; p-érték=0,772; RT és TT között Df=1; F=0,095; p-érték=0,759). A terepi adatok közül jelentős eltérés volt tapasztalható a víz hőmérséklet adatokban, az eltérő víz hőmérséklet a Tapolca-patakot tápláló források meleg vize okozza. Valamint egy kiugró értéket kaptam a Tapolca-patak raposkai szakaszán a nitrit koncentráció esetében, melyet a tapolcai szennyvíztisztító telepről a patakba jutott tisztított szennyvíz okozhatott.

5. 2. 2. Avarlebomlás

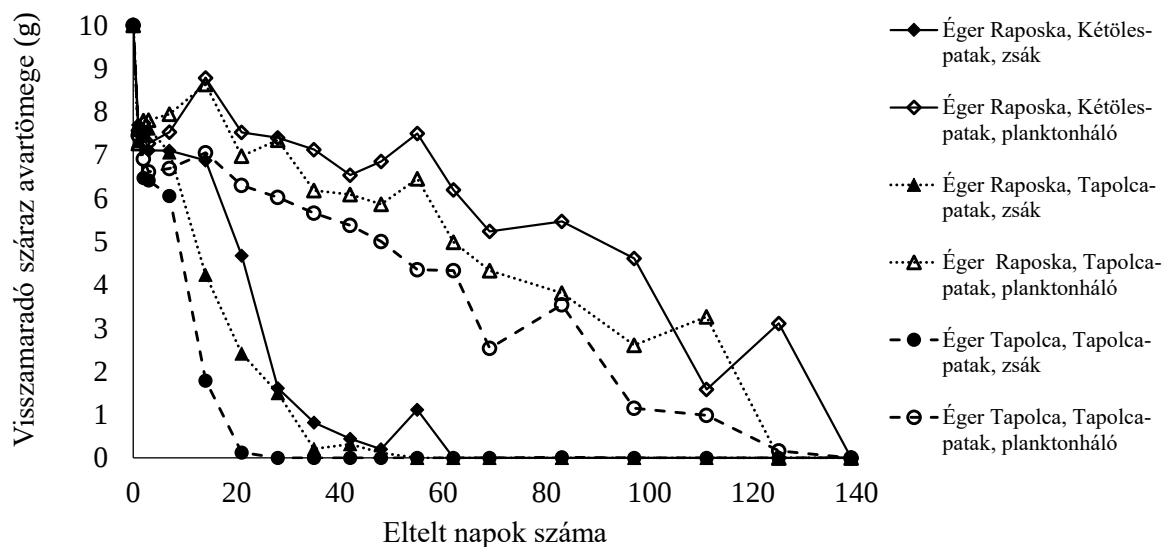
A Kétöles-patakban és a Tapolca-patakban mind a két helyszínen a három vizsgált avar típus gyors bomlási kategóriába tartozott (7. táblázat)

7. táblázat: Raposkán a Kétöles- és Tapolca-patakban és Tapolcán a Tapolca-patakban végzett kísérletek során kapott bomlási együttható értékek

Mintavételi hely	Avar-típus	Mintavételi eszköz	k átlag $\pm$ SD érték (nap ⁻¹)
Kétöles-patak, Raposka	éger	avarzsák	0,078 $\pm$ 0,021
Tapolca-patak, Raposka	éger	avarzsák	0,101 $\pm$ 0,021
Tapolca-patak, Tapolca	éger	avarzsák	0,160 $\pm$ 0,062
Kétöles-patak, Raposka	éger	planktonháló	0,034 $\pm$ 0,009
Tapolca-patak, Raposka	éger	planktonháló	0,039 $\pm$ 0,006
Tapolca-patak, Tapolca	éger	planktonháló	0,028 $\pm$ 0,012
Kétöles-patak, Raposka	fűz	avarzsák	0,090 $\pm$ 0,012
Tapolca-patak, Raposka	fűz	avarzsák	0,100 $\pm$ 0,030
Tapolca-patak, Tapolca	fűz	avarzsák	0,126 $\pm$ 0,026
Kétöles-patak, Raposka	fűz	planktonháló	0,034 $\pm$ 0,010
Tapolca-patak, Raposka	fűz	planktonháló	0,068 $\pm$ 0,008
Kétöles-patak, Raposka	nyár	avarzsák	0,082 $\pm$ 0,019
Tapolca-patak, Raposka	nyár	avarzsák	0,098 $\pm$ 0,018
Tapolca-patak, Tapolca	nyár	avarzsák	0,146 $\pm$ 0,048
Kétöles-patak, Raposka	nyár	planktonháló	0,034 $\pm$ 0,01
Tapolca-patak, Raposka	nyár	planktonháló	0,049 $\pm$ 0,009
Tapolca-patak, Tapolca	nyár	planktonháló	0,044 $\pm$ 0,012

A különböző vízhőmérsékletű helyszíneken mind a három fafaj esetében legyorsabban a legmelegebb, leghalványabb a hideg helyszínen fogyott el az avar. Szignifikáns kapcsolatot találtam a bomlási együttható értéke a vízhőmérséklet kategóriák között (nagy lyukbúságú zsák: Kruskal-Wallis $\chi^2 = 24,1209$, df = 2, p-érték < 0,05; planktonháló zsák: Kruskal-Wallis $\chi^2 = 20,0674$, df = 2, p-érték < 0,05)

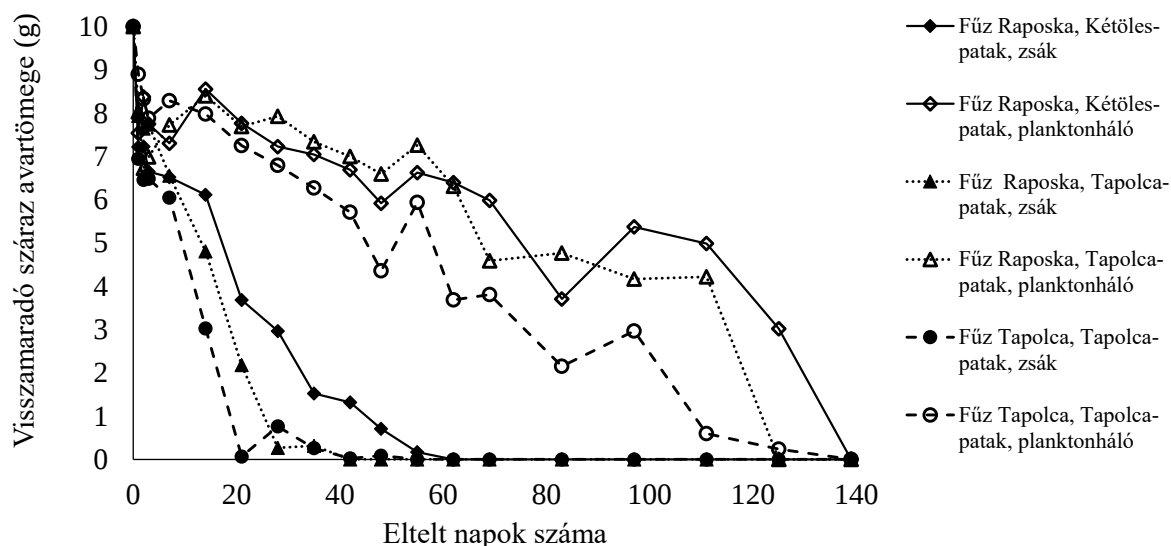
Az égeravar a nagyobb lyukbőségű zsákokból és a planktonhálós zsákok esetében is a leggyorsabban a legmelegebb (Tapolca-patak, Tapolca) mintavételi helyszínen fogyott, ennél lassabban a közepes víz hőmérsékletű mintavételi helyszínen (Tapolca-patak, Raposka), leghidegebben pedig a leghidegebb víz hőmérsékletű szakaszon (Kétöles-patak, Raposka) (7. ábra és 7. táblázat). Minden mintavételi helyszínen a planktonhálós zsákból fogyott el lassabban az avar. Szignifikáns összefüggést határoztam meg a zsáktípus és a bomlási együttható között (páros Wilcoxon teszt: $W = 175$, $p\text{-érték} < 0,05$).



7. ábra: Égeravar tömegének változása az idő függvényében a három mintavételi helyen 2014. 01.23-tól 2016.06.11-ig (Rövidítések zsák: 3 mm lyukbőségű anyagból készült avarzsák, planktonháló: 100µm lyukbőségű anyagból készült avarzsák)

A fűzavar esetében hasonlóan az égerhez mind a nagyobb lyukbőségű mind a planktonhálós zsákokból a leggyorsabban a legmelegebb mintavételi helyszínen fogyott el az avar, lassabban a közepes víz hőmérsékletű szakaszon, leghidegebben a leghidegebb mintavételi helyszínen csökkent a kihelyezett avar mennyisége (7. táblázat és 8. ábra). Minden mintavételi helyszínen alacsonyabb volt a tömeg csökkenésének mértéke a planktonhálós zsákokban, mint a nagyobb lyukbőségű zsákok esetében

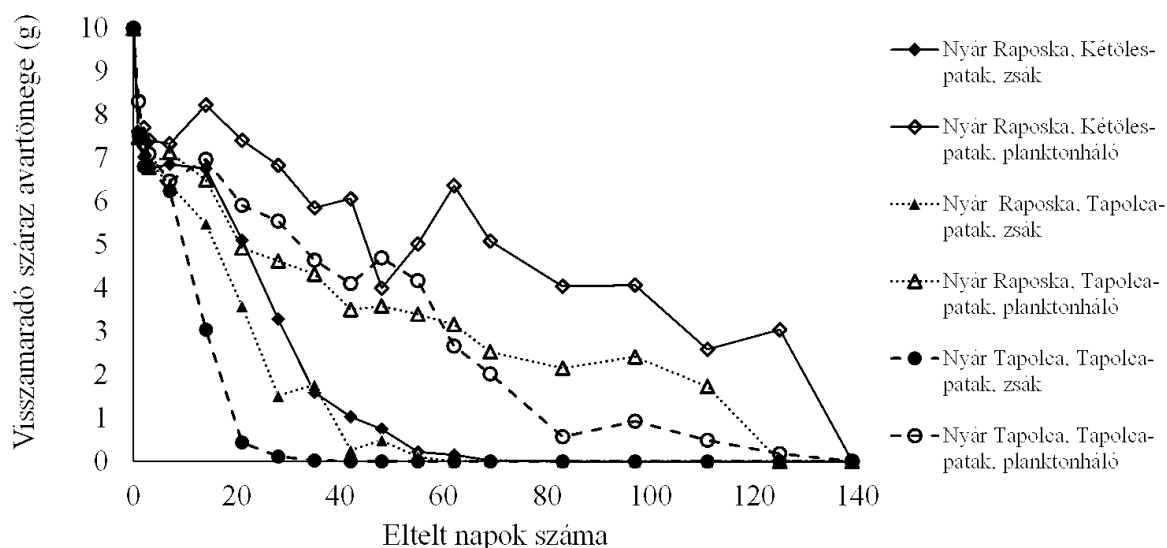
Szignifikáns összefüggést találtam a zsáktípusa és a bomlási együttható között (páros Wilcoxon teszt: $W = 151$, $p\text{-érték} < 0,05$).



8. ábra: Fűzavar tömegének változása az idő függvényében a három mintavételi helyen 2014. 01.23-tól 2016.06.11-ig (Rövidítések zsák: 3 mm lyukbőségű anyagból készült avarzsák, planktonháló: 100µm lyukbőségű anyagból készült avarzsák)

Nyáravar esetében a leggyorsabban a legmelegebb víz hőmérsékletű mintavételi helyen a nagyobb lyukbőségű avarzsákban fogyott el az avar, lassabban a közepes víz hőmérsékletű patak szakaszon bomlott le az avar leglassabban pedig a leghidegebb területen. A planktonháló zsákokból a közepes víz hőmérsékletű mintavételi helyen fogyott el az avar, lassabb lebomlási sebességet tapasztaltam a legmelegebb mintavételi helyszínen, leglassabban a leghidegebb területen zajlott a lebomlás (7. táblázat és 9. ábra).

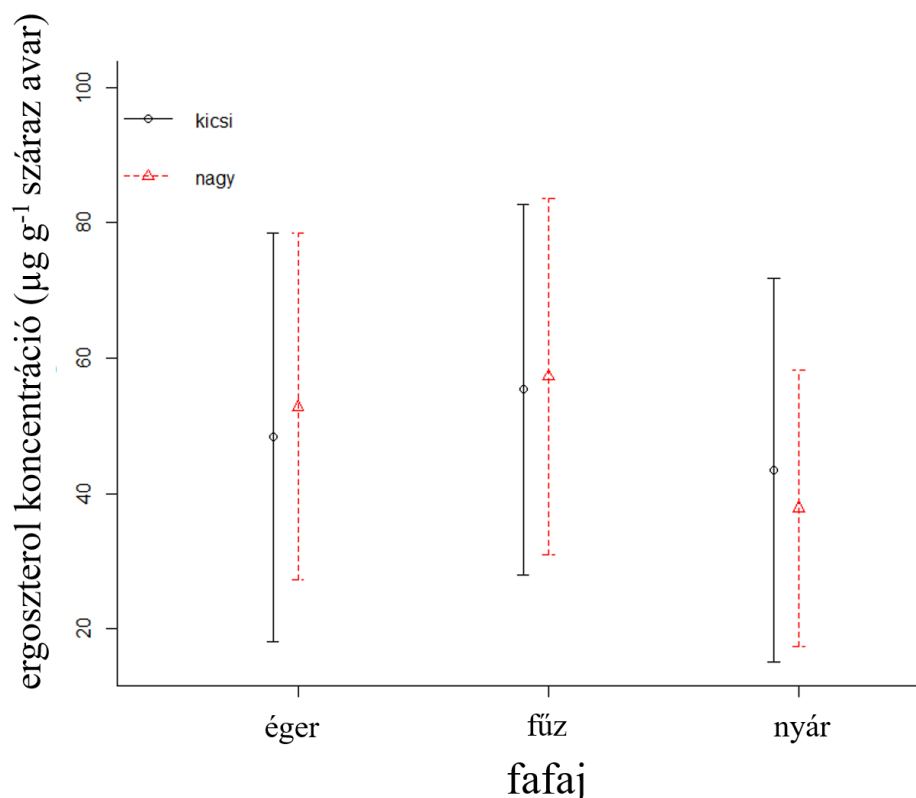
Zsák típus és bomlási együttható között szignifikáns volt az összefüggés (Wilcoxon teszt: $W = 234$, $p\text{-érték} < 0,05$).



9. ábra: Nyáravar tömegének változása az idő függvényében a három mintavételi helyen 2014. 01.23-tól 2016.06.11-ig (Rövidítések zsák: 3 mm lyukbőségű anyagból készült avarzsák, planktonháló: 100µm lyukbőségű anyagból készült avarzsák)

5. 2. 3. Az ergoszterol koncentráció változása

Az éger és a fűz avar esetében magasabb ergoszterol átlag értéket határoztam meg a nagyobb lyukbőségű zsákokból, míg nyár avar esetében a magasabb volt az átlag koncentráció a planktonhálós zsákokban (10. ábra). Azonban mind a két mintavételi eszközben a fűz avarról mértem a legmagasabb ergoszterol koncentráció értéket, ennél alacsonyabb volt az éger avar esetében és a legalacsonyabb mennyiség a nyár avarból volt meghatározható (10. ábra). Nem volt szignifikáns kapcsolat az ergoszterol koncentráció és a zsák típus között (Wilcoxon teszt $W = 1811,5$, p -érték= $0,745$). Nem találtam szignifikáns összefüggést a planktonhálós zsákokban az avar típus és az ergoszterol koncentráció között (Kruskal-Wallis $\chi = 2,2134$, $df = 2$, p -érték= $0,331$), viszont szignifikáns összefüggést kaptam a nagy lyukbőségű zsákokban az avar típus és az ergoszterol koncentráció között (Kruskal-Wallis $\chi = 7,9936$, $df = 2$, p -érték= $0,018$).



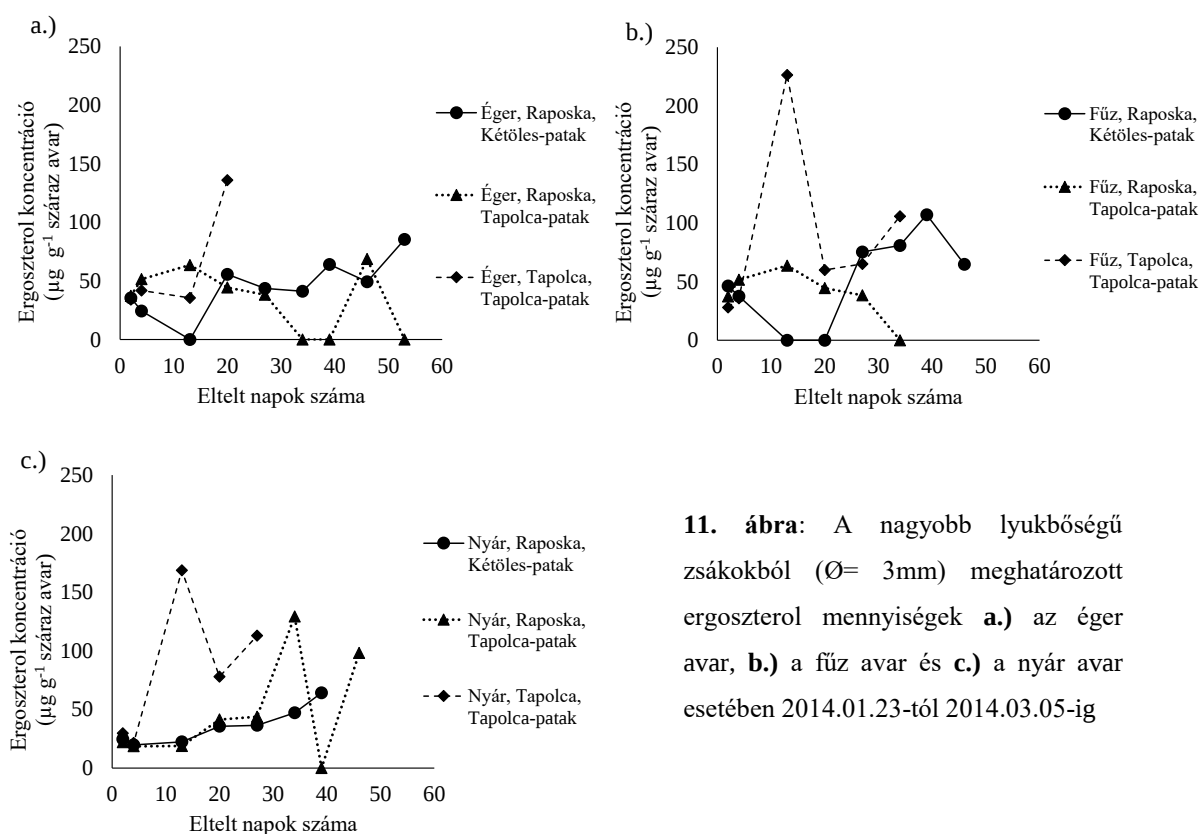
10. ábra: A nagy lyukbőségű ($\varnothing=3\text{mm}$) és a planktonháló ($\varnothing=100\mu\text{m}$) zsákokból meghatározott ergoszterol koncentrációk eloszlása. (Az error plot ábrán a jelölő az ergoszterol koncentráció átlag értékét, a bajuszok végei pedig az adatok SD értékeit adják meg)

Az égeravarnál *nagyobb lyukbőségű avarzsákokból* a vizsgált időszakban a legmagasabb ergoszterol koncentráció a Tapolca-patak tapolcai szakaszán mutatkozott ($136,1 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar), ennél alacsonyabb ergoszterol koncentráció mértem a Kétöles-patakban határoztam meg ($85,4 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar). Legalacsonyabb ergoszterol maximumot Tapolca-patak raposkai szakaszán ($68,7 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) mértem (11. a. ábra). Az első ergoszterol maximumot a Tapolca-patak raposkai szakaszán tapasztaltam a kihelyezést követő 14.napot, a másik két helyszínen ez a 21. napon volt.

A fűzavaron kialakuló ergoszterol koncentráció időbeli változását a nagyobb lyukbőségű zsákokban 11. b.) ábra. A nagyobb lyukbőségű avarzsákok vizsgálata során a legnagyobb ergoszterol koncentrációt a Tapolca-patak tapolcai szakaszán kaptam ($226,2 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar), ennél alacsonyabb volt az ergoszterol maximum értéke a Kétöles-patakban ($107,0 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar), legalacsonyabb ergoszterol koncentrációt a Tapolca-patakban Raposkán határoztam meg ($71,2 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar). Fűz avar esetében az első ergoszterol csúcs a Tapolca-patakban mind a kéthelyszínen a 14. napon volt mérhető, a Kétöles-patakban pedig a 42. napon.

Nyár avar nagyobb lyukbőségű avarzsák esetében legmagasabb értéket szintén a tapolcai mintavételi helyen kaptam ($168,6 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar), alacsonyabb ergoszterol koncentrációt mértem a raposkai szakaszon ($129,3 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar), legalacsonyabb ergoszterol koncentrációt a Kétöles-patakban ($64,2 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) határoztam meg (11. c ábra). Az első gomba biomassza csúcsot a Tapolca-patak tapolcai szakaszán a kihelyezés utáni 14. napon, míg a raposkai szakaszon a 35. napon volt tapasztalható. A Kétöles-patakban a 42. napon volt meghatározható az első maximum érték.

A kísérlet eltérő hosszúságú volt az egyes mintavételi helyszíneken. Ennek az voltak oka, hogy a kihelyezett avar fogyása eltérő sebességű volt, így például az éger avar esetében a tapolcai helyszínen csak 3 mintavételt tudtam elvégezni a nagyobb lyukbőségű zsákok esetében (11. ábra).



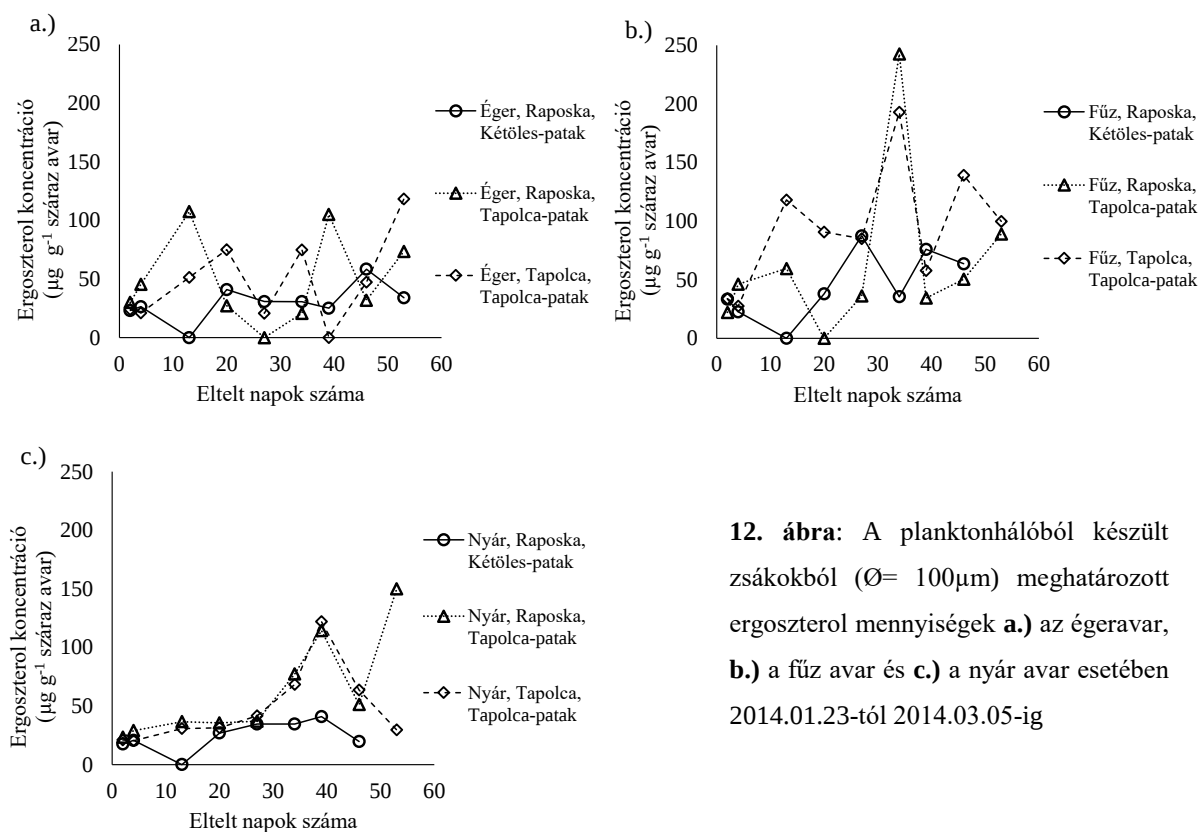
11. ábra: A nagyobb lyukbőségű zsákokból ($\varnothing = 3\text{mm}$) meghatározott ergoszterol mennyiségek **a.)** az éger avar, **b.)** a fűz avar és **c.)** a nyár avar esetében 2014.01.23-tól 2014.03.05-ig

A planktonhálós zsákokban, melyekben a mikrobiális lebontás ütemét vizsgáltuk az éger avar esetében a legmagasabb ergoszterol koncentrációt a Tapolca-patak tapolcai szakaszán határoztam meg ($118,3 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar), azonban a Tapolca-patak raposkai szakaszán csak kis mértékben volt alacsonyabb az ergoszterol koncentrációt ($107,5 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar), a legalacsonyabb koncentrációt a Kétöles-patakban elhelyezett leveleken mértem ($58,4 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) (12 a. ábra). Ebben az esetben az első ergoszterol maximum szintén a Tapolca-

patak tapolcai szakaszán jelentkezett legkorábban a kihelyezést követő 14. napon, míg a többi helyszínen egységesen a 21. napon volt tapasztalható az első maximum érték.

A fűzavaron mért legmagasabb ergoszterol koncentrációt a planktonhálós zsák esetében a Raposkán a Tapolca-patakban kaptam ($242,5 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar), alacsonyabb koncentrációt mértem a tapolcai helyszínen ($192,8 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) határoztam meg (12 b. ábra). A legalacsonyabb ergoszterol koncentrációt pedig a Kétőles-patakban ($87,4 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) mértem (12 b. ábra). Ebben az esetben az első ergoszterol maximum a Tapolca-patak tapolcai szakaszán és a Tapolca-patak raposkai szakaszán jelentkezett legkorábban a kihelyezést követő 14. napon, míg a Kétőles-patakban pedig a 28. napon volt tapasztalható az első maximum érték.

A nyáravar esetében a planktonhálós zsákban a legmagasabb koncentrációt a Tapolca-patakban Raposkán határoztam meg ($149,88 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar), alacsonyabb ergoszterol maximum alakult ki a tapolcai szakaszon ($121,96 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar), legalacsonyabb koncentráció a Kétőles-patak esetében volt ($40,9 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) (12 c. ábra). A nyáravarnál az első gombabiomassza csúcs minden helyszínen a kihelyezést követően a 42. napon jelentkezett.



12. ábra: A planktonhálóból készült zsákokból ($\varnothing = 100 \mu\text{m}$) meghatározott ergoszterol mennyiségek **a.)** az égeravar, **b.)** a fűz avar és **c.)** a nyár avar esetében 2014.01.23-tól 2014.03.05-ig

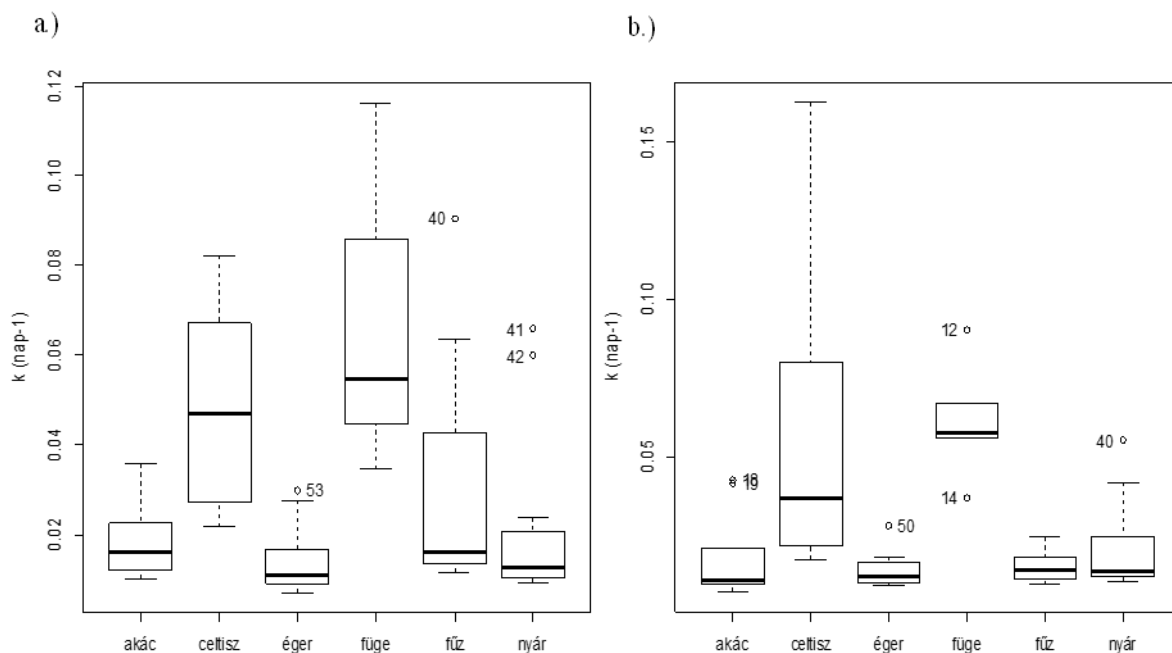
Külön határoztam meg a nagy lyukbőségű zsákok és a planktonhálós zsákokban megállapított ergoszterol koncentrációk és a vízkémiai paraméterek összefüggéseit. Ebben az elemzésben az összes mintavételi időpontra kapott mérési eredményt használtam.

Nagyobb lyukbőségű zsákok esetében a standardizált vízkémiai adatok és az ergoszterol koncentráció többváltozós lineáris regressziós modelljéből az ergoszterol koncentrációval a legszorosabb összefüggést a vízmélység, az m-lúgosság, a foszfát- és ammónium-koncentráció mutat. Szignifikáns a kapcsolat ezen paraméterek közül csak az ammónium koncentráció és az ergoszterol koncentráció között volt (ANOVA $F=13,8092$; $df=1$; $p\text{-érték}<0,05$) (AIC táblázat lásd. Mellékletek 2. táblázat; ANOVA táblázat lásd Mellékletek 3. táblázat).

Planktonhálós zsákok esetében az ergoszterol koncentrációval legjobban összefüggő paraméterek a víz hőmérséklet, az oldott oxigén koncentráció, m-lúgosság, a kémiai oxigénigény, szulfát- és nitrit-koncentráció. Szignifikáns az összefüggés az ergoszterol koncentráció és a víz hőmérséklet (ANOVA $F=16,6598$; $df=1$; $p\text{-érték}<0,05$), az ergoszterol koncentráció és a szulfát koncentráció között (ANOVA $F=6,3126$; $df=1$; $p\text{-érték}<0,05$), valamint az ergoszterol koncentráció és a nitrit koncentráció között (ANOVA $F=4,9894$; $df=1$; $p\text{-érték}<0,05$) (AIC táblázat lásd. Mellékletek 4. táblázat; ANOVA táblázat lásd Mellékletek 5. táblázat).

5. 3. Idegenhonos és invazív fajok avarlebonlása

A nem őshonos fajok bomlása általánosságban gyorsabb ütemű volt, mint az őshonos fajoké a Torna-patakban Devecsernél és Ajka-Tósokberénden (13 a., b. ábra)



13. ábra: A vizsgált fajokra vonatkozó bomlási együttható értékek Torna-patakban **a.)** Devecsernél, **b.)** Ajka-Tósokberéndnél **c)** (A boxplot ábrán a vastag a vízszintes vonal a k -értékek mediánját, a doboz alsó és felső éle az alsó és felső kvartilist a bajuszok végei pedig az adatok kiugró értékek nélküli tartományát adják meg)

A vizsgált fajok közül mindegyik gyors lebomlási kategóriába esett a devecseri helyszínen, Ajka-Tósokberénden hasonlóan a devecseri szakaszhoz minden fafaj gyors bomlási kategóriába tartozott, leggyorsabban a fűge avar leglassabban az éger avar fogyott el mind a két mintavételi szakaszon (8. táblázat).

8. táblázat: Devecserben és Ajka- Tósokberénden a Torna-patakban végzett kísérletek során kapott bomlási együttható értékek

Fafaj	k átlag $\pm$ SD érték (nap ⁻¹)	
	Devecser	Ajka- Tósokberénd
akác	0,018 $\pm$ 0,007	0,016 $\pm$ 0,014
celtisz	0,049 $\pm$ 0,019	0,057 $\pm$ 0,050
éger	0,014 $\pm$ 0,007	0,014 $\pm$ 0,006
fűge	0,065 $\pm$ 0,026	0,061 $\pm$ 0,017
fűz	0,016 $\pm$ 0,025	0,015 $\pm$ 0,005
nyár	0,022 $\pm$ 0,018	0,021 $\pm$ 0,015

A bomlási együtthatók a különböző patak szakaszokon hasonló volt (ANOVA $F=0,613$; $df=1$; p -érték= $0,435$), azonban a fafajok avarlevelei eltérő sebességgel bomlottak (ANOVA $F=16,38$; $df=5$; p -érték $<0,05$). Az invazív fafajok leveleinek bomlása szignifikánsan gyorsabb volt, mint az őshonos fajoké (ANOVA $F=25,84$; $df=1$; p -érték $<0,05$)

6. Diszkusszió

6. 1. Avarbomlás jellemzői a Torna-patakban a vörösiszap katasztrófát követően és a regeneráció után

Az avarlebomlást a patakokban az avar típusa mellett több tényező befolyásolja (Chauvet & Suberkropp, 1998; Martínez et al., 2014), oldott tápanyagok koncentrációja (Greenwood et al., 2007; Pérez et al., 2012), pH (Larrañaga et al., 2010; Dangles et al., 2004), oxigéntelítettség (Medeiros et al., 2009), elhelyezkedés és a kisvízfolyás vízgyűjtőjén zajló földhasználat (Abelho, 2001). Abban az esetben amikor az allochton forrást biztosító fák hiányoznak akkor kisebb lehet a táplálékforrás, ilyenkor az aprítók éhezhetnek, mivel akár kilométereken keresztül hiányozhat a fás vegetáció vagy a behulló avar gyorsan elsodródhat például módosított medrű patakok esetében (Webster & Benfield, 1986; Kovács, 2012). Kovács et al. (2011) megfigyelték, hogy nemcsak a medermorfológia befolyásolhatja a lebomlás ütemét, hanem a partmenti vegetáció is: a hiányzó vagy gyér vegetáció hatására az ellenálló levelek lebomlása egyéb táplálék hiányában gyorsul. Vizsgálatunk eredményei is mutatták, hogy a devecseri szakaszon a regenerációt követően gyorsabb volt az avar lebomlás sebessége kevés aprító ellenére, függetlenül az avar típusától, mint a referencia szakaszon és hasonló volt, mint melyeket a Limnológia Intézeti Tanszék munkatársai meghatároztak.

A vörösiszap katasztrófát következtében a Torna-patak élővilága elsodródott és elpusztult az erős, maró lúg hatására. Bár a katasztrófát követő pár napon belül a pH és a vezetőképesség visszaállt a korábbi szintre (Üveges et al., 2011; Kucserka et al., 2014), de az élővilág regenerációja jóval hosszabb ideig tartott. Amit az is mutat, hogy a kialakult vízkémiai környezet hasonló lett ahhoz, mint amilyen a katasztrófát megelőzően volt. (Kovács et al., 2006; Üveges et al., 2011; Kucserka et al., 2014; Lengyel et al., 2015). A patak a vízkémiai és ökológiai állapotát tekintve jó/közepes minősítésű (Kucserka, 2014).

2009-ben a rezgő nyár (*Populus tremula*), kocsányos tölgy (*Quercus robur*), és a fehér fűz (*Salix alba*) is gyors lebomlási kategóriába esett a Torna-patak módosított szakaszán (Kovács, 2012; Kucserka et al., 2014), azonban a katasztrófát követően a vizsgált 9 avar típus közül a nyár közepes, a kocsánytalan tölgy lassú, a fűz pedig közepes lebomlású volt. A katasztrófa utáni kísérletben (POST) minden vizsgált avartípus alacsonyabb bomlási együttthatóval rendelkezett, mint a POSTRE (2012) és a POSTREF (2012) esetében mért, valamint a szakirodalomban leírt érték (Gessner & Chauvet, 1994; Molinero et al., 1996;

Dangles & Guérol, 1998; Royer & Minshall, 2001; Collen et al., 2004; Hladyz et al., 2009; Manerkar et al., 2008; Schindler & Gessner, 2009; Kovács et al., 2011; Kovács, 2012; Menéndez et al., 2013; 9. táblázat).

A szakirodalmi adatok nem egységesek a makrogerinctelenek avar lebomlásban betöltött szerepére vonatkozóan Rader et al., (1994) és Abelho (2001) szerint a makrogerincteleneknek csak kis hatásuk van, míg Landeiro et al., (2010) és Patrick, (2013) az ellenkezőjét bizonyították. Graça et al., (2001) szerint az aprítók tevékenysége fontos része a lebomlásnak alacsonyabb rendű vízfolyásoknál, ahol makrogerinctelen állomány jelentős. Az általam kapott eredmények mutatták, hogy aprítók jelenléte nélkül a lebomlás folyamata lelassul és nem követi az exponenciális görbe lefutását. Tehát hatásuk nem tekinthető kicsinek annak ellenére sem, hogy a olyan módosított patakánál, mint a Torna-patak az aprítók denzitása alacsony (Kovács, et al., 2011). Kovács et al., (2011) kutatásai szerint a vörösiszap katasztrófát megelőzően az általam is vizsgált szakaszon a lebomlás gyors volt. Ennek oka részben a szűkös táplálékkínálat, részben a gyors vízsebesség, ami elsodorja az esetlegesen bekerülő növényi részeket. A vörösiszap katasztrófát követően lehetőségünk nyílt nagyobb lyukbőségű hálóból készült avarzsákok alkalmazásával vizsgálni az avarlebomlás folyamatát makrogerinctelenek jelenléte nélkül, ahol a lebomlás üteme minden avartípusnál lassabb volt, mint a katasztrófát megelőzően, vagy a makrogerinctelen közösséget visszatelepülését követően.

9. táblázat: Szakirodalmi adatok összefoglalása a mintavételi helyek, vizsgált vízfolyások típusa, az avarzsákos vizsgálati módszerek kapott bomlási együtthatók (k) és a kísérleti eszközök alapján

avartípus	helyszín	vízfolyás típusa	bomlási együttható k(nap ⁻¹)	referencia	bomlási modell/ megjegyzés
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0033		POST(2011)/ 3 mm lyukbőség
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0092		POSTRE(2012)/ 3 mm lyukbőség
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0097		POSTREF(2012)/ 3mm lyukbőség
<i>Acer pseudoplatanus</i>	DK Írország	síkvidéki vízfolyás	0,016	Hladyz et al., 2008	negatív exponenciális modell/ 10mm lyukbőség
<i>Acer pseudoplatanus</i>	DNy Németország	hegyvidéki vízfolyás	0,012	Schindler & Gessner, 2009	negatív exponenciális modell / 10mm lyukbőség
<i>Acer pseudoplatanus</i>	DNy Németország	hegyvidéki vízfolyás	0,009	Schindler & Gessner, 2009	negatív exponenciális modell / fine- lyukbőség
<i>Betula pendula</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0028		POST (2011)/ 3 mm lyukbőség
<i>Betula pendula</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0099		POSTRE(2012)/ 3 mm lyukbőség
<i>Betula pendula</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0096		POSTREF(2012)/ 3mm lyukbőség
<i>Betula sp.</i>	DK Idaho	hegyvidéki vízfolyás	0,019	Royer & Minshall, 2001	negatív exponenciális modell / 5mm lyukbőség
<i>Betula sp.</i>	ÉK Skócia	dombvidéki vízfolyás	0,019-0,033	Collen et al., 2004	negatív exponenciális modell / 4mm lyukbőség
<i>Fagus sylvatica</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0015		POST (2011)/ 3 mm lyukbőség
<i>Fagus sylvatica</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0040		POSTRE(2012)/ 3 mm lyukbőség
<i>Fagus sylvatica</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0024		POSTREF(2012)/ 3mm lyukbőség
<i>Fagus sylvatica</i>	É Franciaország	dombvidéki vízfolyás	0,004	Gessner & Chauvet, 1994	negatív exponenciális modell / 9mm lyukbőség
<i>Fagus sylvatica</i>	É Franciaország	hegyvidéki vízfolyás	0,002	Dangles & Guérol, 1998	negatív exponenciális modell / 5mm lyukbőség
<i>Fagus sylvatica</i>	DK Írország	síkvidéki vízfolyás	0,005	Hladyz et al., 2009	negatív exponenciális modell / 10mm lyukbőség
<i>Fagus sylvatica</i>	DNy Németország	hegyvidéki vízfolyás	0,004	Schindler & Gessner, 2009	negatív exponenciális modell / 10mm lyukbőség
<i>Fagus sylvatica</i>	DNy Németország	hegyvidéki vízfolyás	0,0007	Schindler & Gessner, 2009	negatív exponenciális modell / kis- lyukbőség
<i>Fraxinus ornus</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0127		POST (2011)/ 3 mm lyukbőség
<i>Fraxinus ornus</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0136		POSTRE(2012)/ 3 mm lyukbőség
<i>Fraxinus ornus</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0127		POSTREF(2012)/ 3mm lyukbőség
<i>Fraxinus sp.</i>	É Franciaország	dombvidéki vízfolyás	0,052	Gessner & Chauvet, 1994	negatív exponenciális modell / 9 mm lyukbőség
<i>Fraxinus sp.</i>	DNy Németország	hegyvidéki vízfolyás	0,017	Schindler & Gessner, 2009	negatív exponenciális modell / 10mm lyukbőség
<i>Fraxinus sp.</i>	DNy Németország	hegyvidéki vízfolyás	0,008	Schindler & Gessner, 2009	negatív exponenciális modell / kis- lyukbőség
<i>Fraxinus sp.</i>	Németország	síkvidéki vízfolyás	0,430	Dieter, 2013	laboratóriumi kísérlet/ negatív exponential model/ 8mm lyukbőség
<i>Platanus hybrida</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0022		POST (2011)/ 3 mm lyukbőség
<i>Platanus hybrida</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0071		POSTRE(2012)/ 3 mm lyukbőség
<i>Platanus hybrida</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0049		POSTREF(2012)/ 3mm lyukbőség
<i>Platanus hybrida</i>	D Franciaország	dombvidéki vízfolyás	0,005	Baldy et al., 1995	negatív exponenciális modell / 2mm lyukbőség
<i>Platanus hybrida</i>	DNy Németország	hegyvidéki vízfolyás	0,008	Schindler & Gessner, 2009	negatív exponenciális modell / 10mm lyukbőség
<i>Platanus hybrida</i>	DNy Németország	hegyvidéki vízfolyás	0,003	Schindler & Gessner, 2009	negatív exponenciális modell / kis- lyukbőség
<i>Platanus hybrida</i>	É Spanyolország	síkvidéki vízfolyás	0,005	Menéndez et al., 2013	negatív exponenciális modell / 5mm lyukbőség
<i>Populus sp.</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0073		POST (2011)/ 3 mm lyukbőség

<i>Populus</i> sp.	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0101		POSTRE(2012)/ 3 mm lyukbőség
<i>Populus</i> sp.	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0112		POSTREF(2012)/ 3mm lyukbőség
<i>Populus</i> sp.	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,014	Kovács et al., 2011	PRE (2009)/ negatív exponenciális modell / 3mm lyukbőség
<i>Populus</i> sp.	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,015-0,083	Kovács, 2012	negatív exponenciális modell
<i>Populus</i> sp.	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,001-0,025	Kovács, 2012	kis- lyukbőség / negatív exponenciális modell
<i>Quercus petraea</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0031		POST (2011)/ 3 mm lyukbőség
<i>Quercus petraea</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0048		POSTRE(2012)/ 3 mm lyukbőség
<i>Quercus petraea</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0040		POSTREF(2012)/ 3mm lyukbőség
<i>Quercus</i> sp.	É Spanyolország	síkvidéki vízfolyás	0,004-0,006	Molinero et al., 1996	negatív exponenciális modell
<i>Quercus</i> sp.	DK Írország	síkvidéki vízfolyás	0,008	Hladyz et al., 2009	negatív exponenciális modell / 10mm lyukbőség
<i>Quercus petraea</i>	Németország	síkvidéki vízfolyás	0,260	Dieter, 2013	laboratóriumi kísérlet / negatív exponenciális modell
<i>Quercus</i> sp.	Magyarország	síkvidéki vízfolyás	0,004-0,008	Kovács et al., 2011	negatív exponenciális modell / 5x2mm lyukbőség
<i>Quercus</i> sp.	DNy Németország	hegyvidéki vízfolyás	0,003	Schindler & Gessner, 2009	negatív exponenciális modell / 10mm lyukbőség
<i>Quercus</i> sp.	DNy Németország	hegyvidéki vízfolyás	0,005	Schindler & Gessner, 2009	negatív exponenciális modell / kis- lyukbőség
<i>Salix alba</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0049		POST (2011)/ 3 mm lyukbőség
<i>Salix alba</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0161		POSTRE(2012)/ 3 mm lyukbőség
<i>Salix alba</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0148		POSTREF(2012)/ 3mm lyukbőség
<i>Salix alba</i>	D Franciaország	dombvidéki vízfolyás	0,009	Baldy et al., 1995	negatív exponenciális modell
<i>Salix alba</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0524-0,0659	Kovács, 2012	PRE(2009)/ 3mm lyukbőség negatív exponenciális modell
<i>Salix alba</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,009-0,0113	Kovács, 2012	PRE(2009) kis- lyukbőség / negatív exponenciális modell
<i>Tilia cordata</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0135		POST (2011)/ 3 mm lyukbőség
<i>Tilia cordata</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0130		POSTRE(2012)/ 3 mm lyukbőség
<i>Tilia cordata</i>	Magyarország	dombvidéki vízfolyás	0,0089		POSTREF(2012)/ 3mm lyukbőség
<i>Tilia cordata</i>	Új-Skócia, Kanada	síkvidéki vízfolyás	0,008	Manerker et al., 2008	negatív exponenciális modell
<i>Tilia cordata</i>	DK Írország	síkvidéki vízfolyás	0,013	Hladyz et al., 2009	negatív exponenciális modell / 10mm lyukbőség

Tradicionálisan az aprítók tevékenységéből származó tömegvesztésüket különböző lyukbőségű hálók alkalmazásával szokták meghatározni. A sűrű szövésű anyagból (pl. planktonháló) készült avarzsákokba a makrogerinctelenek nem tudnak bejutni, így az aprítók tevékenységéből származó tömegvesztés kiszámítható (Hieber & Gessner, 2002). A kísérleteink során azt az eredményt kaptuk, hogy az egyes fajok lebomlási együttható értékei a POST-ban (2011) a fele/harmada volt annak az értéknek, amit a POSTRE (2012), a POSTREF (2012) során meghatároztunk valamint amik a szakirodalomban leírtak (Gessner & Chauvet, 1994; Baldy et al., 1995; Dangles & Guérol, 1998; Schindler & Gessner, 2009; Hladysz et al., 2009; Kovács et al., 2011; Kovács, 2012; Dieter, 2013; Menéndez et al., 2013; 9. táblázat), de nem egyértelműen voltak magasabbak a kapott értékek, azoknál az értékeknél melyeket makrogerinctelen kizárással határoztak meg.

Hieber & Gessner (2002) megállapították, hogy a sűrű szövésű háló alkalmazása megváltoztathatja a természetes áramlási viszonyokat, befolyásolhatja a fizikai aprózódás és a kisodródás mértékét, megváltoztathatja az ülepedés mértékét, akadályozhatja az oxigén és a tápanyagok cseréjét. A makrogerinctelenek kizárása indirekt módon is befolyásolhatja az avarlebomlás folyamatát azáltal, hogy módosíthatja a mikrobiális lebontó közösség fajösszetételét (Howe & Suberkropp, 1994). Pascual és Cassio (2004) meghatározták, hogy az avarlebomlást mértéke azon a mintavételi helyen volt a legmagasabb, ahol a mikrobiális produkció és a gomba biomassza a legmagasabb volt és a lebomlás sebessége csökkent azokon a szakaszokon, ahol a legalacsonyabb vízsebességet és oldott oxigén koncentrációt határoztak meg. Medeiros et al., (2009) meghatározták, hogy a biomasszát erősen befolyásolja a csökkenő oldott oxigén szint, mely fontos tényező, ami képes kontrollálni a mikrobiális lebomlás mértékét és a lebontók tevékenységét. Azonban egyes hyphomycetes fajok képesek tolerálni az alacsony oldott oxigén koncentrációt és képesek anaerob körülmények között is növekedni (Field & Webster, 1983).

A vízsebesség és a hozzákapcsolódó fizikai erők nemcsak a fragmentáció mértékét, hanem a lebontó szervezetek eloszlását is befolyásolják (dos Santos Fonseca et al., 2013). A vízsebesség pozitív hatással van az avarlebomlásra, mivel gyorsítja a fragmentációt, de nemcsak ezen keresztül, azaz direkt módon lehet hatással a lebomlás ütemére, hanem közvetve is a mikrobiális kolonizáció mértékének növelése által (Molinero et al., 1996; Spänhoff et al., 2007, Lidman, 2015). A vízi hyphomycetes fajok előnyben részesítik a sebesebb vízfolyásokat, mivel ezekben általában magasabb az oldott oxigén koncentráció, illetve a turbulencia serkenti a spóráképzést (Ferreira et al., 2006). Ez a megállapítás szintén

alátámasztja a sűrű szövésű zsákok alkalmazásának hátrányait, melyeket a megváltozó áramlási viszonyok okoznak (Suberkropp, 2001), ami a fajok diverzitásának és sporulációjának csökkenéséhez vezet (Howe & Suberkropp, 1994; Ferreira et al., 2006)

A katasztrófát követően a mikrobiális lebontók voltak az első visszatelepülők, melyek a kezdeti kioldódási szakaszt követően meghatározták a lebomlás ütemét. A regeneráció kezdeti szakaszában (POST) az ergoszterol koncentráció alacsonyabb volt, mint a 2009-es kísérlet során mért érték és a gomba biomassza csúcs is később jelentkezett kihelyezést követően (Kucserka et al., 2014). Több kísérletben bizonyították az alacsony pH negatív hatását az ergoszterol koncentrációra (Rosset & Bärlocher, 1985; Dubey et al., 1994; Dangles & Chauvet, 2003; Kucserka, 2014), viszont a magas pH hatását nem vizsgálták a vörösiszap ömlés előtt (Kucserka, 2014). A vízi hyphomycetes fajok száma a maximális értéket később érte el, és lassabb ütemű volt a vörös iszap által érintett területen, mint a referencia helyszínen (Vass et al., 2013). A fajok számának növekedését akadályozta a pH csökkentésére a patakba jutott nagy mennyiségű gipsz, melynek a felhalmozódása megzavarhatta a gombák aktivitását, akadályozta az oxigén és a tápanyagok felvételét a vízből, valamint a kialakuló gipszréteg miatt kisebb fajlagos felületet állt rendelkezésre az avarból a szaprofita gombák számára (Vass et al., 2013), mely tényezők együttesen okozhatták az alacsonyabb ergoszterol koncentrációt.

A regenerálódás sikerességét mutatja, hogy a lebomlás sebessége a POSTRE (2012) és POSTREF (2012) kísérletekben hasonló volt, mint azokban, ahol hasonló lyukbőségű hálót használtak (Baldy et al., 1995; Kovács et al., 2011; Kovács, 2012; Menéndez et al., 2013). Nagyobb lyukbőség esetében a lebomlási együttható magasabb volt, mivel ebben az esetben a fizikai aprózódásból származó tömegveszteség nagyobb mértékű lehet (Gessner & Chauvet, 1994; Hladyz et al., 2009; Schindler & Gessner, 2009; Menéndez et al., 2013; 9. táblázat).

2012-ben a devecseri kísérlet során a lebomlási együtthatók magasabbak voltak, mint a referencia szakaszon kapott értékek. A katasztrófát követően kárelhárítási munkálatokat végeztek, melynek során eltávolították a patak mederben lerakódott iszapot és gipszet, valamint minden akadályt, ami miatt a lesodródó avar akkumulációja nem volt lehetséges (Kovács, 2012) és emiatt emelkedett a vízsebessége. Korábban Kovács et al. (2011) megfigyelte, hogy a módosított patakszakaszon, ahol a partmenti vegetáció hiányzik és a felsőbb szakaszokról lesodródó avar felhalmozódása sem történik meg, az aprítók gyakran éheznek, ezért egyéb táplálék forrás hiányában az ellenálló levek lebomlása gyorsabb lesz. Ez

lehetett az egyik oka annak, hogy a regenerációt követően az avar lebomlás üteme emelkedett. A Torna-patak Ajka-tószokberendi szakaszán a patakparton nyarak (*Populus* sp.) találhatóak, ezért nem csak az avarzsákokban található avar jelentette a táplálékforrást a makrogerinctelenek számára.

Az avarlebomlás leírására a leggyakrabban alkalmazott modell, a negatív exponenciális modell (Steward & Davies, 1989; Boulton & Boon, 1991; Graça et al., 2005). Azonban a lebomlás két részre bontható és így a dupla exponenciális modellel a lebomlási ráta is szétbontató. Az első fázist a gyors tömegcsökkenés jellemzi magas bomlási együtthatóval, amikor is a könnyen oldható összetevők távoznak. A második szakasz lassabb, alacsonyabb bomlási rátával rendelkezik és az ellenálló alkotó elemek lassú bomlásával jellemezhető (Webster & Benfield 1986; Taylor & Parkinson, 1987; Harmon et al., 1990; Boulton & Boon, 1991; Patricio et al., 2012). Sridhar et al., (2001) sikeresen használták a dupla exponenciális modellt, azért, hogy megértsék a nehézfémek hatását az avarbomlási folyamatra. Azt tapasztalták, hogy a kezdeti szakasz (kioldódási fázis), a szennyezett patakban is közel exponenciális lefutású, magas bomlási együttható értékkel, majd a tömegvesztés szinte teljesen leáll, amit a nehézfémek gátló hatásával magyaráztak. A Torna-patakban végzett kísérletben hasonló eredményeket kaptam. Az avarbomlás a katasztrófát követő időszakban lényegesen lassabb volt, mint a regenerációs időszakban és a referencia helyszínen.

Amikor a bomlás egy bizonyos szinten megáll, akkor aszimptotikus modell biztosítja a legjobb illeszkedést (Sridhar et al., 2001). Esetünkben azonban a vörösiszap katasztrófát követően időszakban az aszimptotikus modell nem volt alkalmazható megfelelően az avarlebomlás dinamikáját, mivel ahogy a makrogerinctelenek megjelentek a lebomlás üteme ismét felgyorsult. Az aszimptotikus modell azonban azt feltételezi, hogy az avar tömegének fogyása csak egy küszöbértékig zajlik le és általában ez a határérték arányban van az ellenálló összetevők arányával, amik végtelen lassan bomlanak, ennek hatására a visszamaradó avar tömege hosszabb ideig (akár hetekig) egy szinten marad (Dickinson & Pugh, 1974; Wieder & Lang, 1982; Ostrofsky 2007; Berg & McClaugherty, 2008; Aponte et al., 2012). A POST (2011) kísérlet során kezdetben az exponenciális kioldódási szakaszt követően a lebomlási görbe lineáris lefutású volt a makrogerinctelen fauna hiányában, ugyanis amikor a tömegvesztés nagyon alacsony, akkor az adatokra lineáris függvény illeszkedik jobban (Wieder & Lang, 1982; Taylor & Parkinson, 1987; Martínez et al., 2014). A kismértékű tömegcsökkenés a fizikai aprózódásból, elsodródásból, és a mikrobiális lebontók

tevékenységéből származik. A lineáris szakasz az aprítók megjelenéséig tartott, amikortól a bomlási görbe ismét exponenciális lefutású lett.

A kioldódás is eltolódhat különböző szennyeződések, pl. a magas oldott fém- és egyéb ionkoncentráció hatására (Gessner & Schwoerbel, 1989; Sridhar et al., 2001). Természetes körülmények között a kioldódási periódus 48 órától 7 napig tarthat (Casas & Gessner, 1999; Abelho, 2001; Kitamura, 2011; Kovács et al., 2011). A POST-ban kioldódásból származó tömegvesztés mértéke a kiindulási tömeg 10-50%-a volt, ez a mennyiség hasonló volt Heard et al. (1999) kísérletében mértékhez, ahol a leveleket a mechanikai aprózódás szimulálására felaprították. Más kutatásokban a tömegcsökkenés folyamatát a kioldódás dominálta, melynek hatására néhány napon belül a kiindulási tömeg 35%-ával csökkent az avar mennyisége (Pozo, 1993; Taylor & Bärlocher, 1996; Kitamura, 2011). 2011-ben a Torna-patak devecseri szakaszán a kioldódás a bomlási görbe exponenciális szakaszának hossza alapján 7 napig tartott, 2012-ben a fizikai aprózódásból származó csökkenés a kiindulási tömeg 5-47%-a volt mind a két helyszínen. Ezek az értékek hasonlóak, mint a katasztrófa előtt mérték, ami alapján megállapítható, hogy 2011-ben a vörösiszap szennyezés nem befolyásolta a kioldódási szakaszt, ami fizikai és kémiai folyamatokból áll.

A makrogerinctelenek visszatelepülése a Torna-patakban a devecseri szakaszon eltolódott, mivel néhány nappal a katasztrófát követően a magas pH csökkentésének érdekében nagy mennyiségű gipszet szórtak a vízbe, valamint a vörösiszap tározók mellől savval történő semlegesítést követően az árkokból savas szennyvizet szivattyúztak át a patakba (7. kép) (Kovács et al., 2013; Vass et al., 2013; Kucserka et al., 2014). Emellett a vörösiszap ár a korábbi mederanyagot elmosta és az aljzatot csak a csupasz betonlapok alkották (Üveges et al., 2011). Majd amikor a mesterséges kialakítású mederben ismét elkezdett lerakódni mederanyag, akkor megkezdődtek a medertisztítási munkálatok, melyek során növekedett a lebegőanyag tartalom és a sodrás erőssége és ismét csökkent az élőhely mennyisége a patakban a makrogerinctelen szervezetek számára (Üveges et al., 2011; Kucserka, 2014)



7. kép: A vörösiszap tározók melletti árkokból semlegesítés után átszivattyúzott szennyvíz (Kolontár, 2011.10.20.)

A makrogerinctelen összetételre vonatkozó vizsgálatok kimutatták, hogy egy évvel az vörösiszap ömlést követően a Torna-patak regenerálódott (Üveges et al., 2011; Kovács et al., 2013). A makrogerinctelen alapú besorolás szerint a Torna-patak ökológiai állapota nem rosszabb, mint más magyarországi patakoké (Üveges et al., 2011), annak ellenére, hogy a vizsgált erősen módosított, patakmedrekben a makrogerinctelen fajösszetétel nem tekinthető optimálisnak (Balassa, 2010; Üveges et al., 2011), és a denzitás is alacsonyabb, mint a természetes szakaszon (Kovács et al., 2011).

6. 2. Avartömegek időbeli változása a Tapolca-patakban és a Kétöles-patakban

A partmenti vegetációból behulló avar szervesanyag utánpótlást biztosít a patakok számára, mely elsődleges energiaforrásként szolgál (Abelho, 2001; Graça & Canhoto, 2006; Hobbie et al., 2013). A lebontás egy bonyolult, összetett folyamat, amit számos paraméter befolyásol (Abelho, 2001; Graça & Canhoto, 2006, Vass et al., 2013).

Több kísérletben bizonyították a különböző környezeti tényezők fontos szabályozói a vízi ökoszisztémákban zajló lebomlási folyamatoknak, s a hőmérsékletnek van az egyik legfontosabb modulátor szerepe a biológiai folyamatokban (Friberg et al., 2009; Gonçalves et

al., 2013). A lebomlás üteme függ a levél minőségétől, azonban Fernandes et al. (2012) bizonyították, hogy édesvízi környezetben az emelkedő hőmérséklet fontosabb, mint a levelek minősége és levélminőségétől függetlenül gyorsul a mikrobiális lebontók általi lebomlás sebessége. A hőmérséklet befolyásolja a mikrogombák respirációját, a konídium termelést és a mikrogombák által közvetített lebomlás mértékét (Chauvet & Suberkropp, 1998; Dang et al., 2009; Ferreira Chauvet, 2011; Martínez et al., 2013). A hőmérséklet emelkedése felgyorsítja a kémiai reakciókat és növeli a biológiai aktivitást (Brown et al., 2004; Davidson & Janssens., 2006, Martínez et al., 2013).

A mintavételi helyszínek közül a Kétöles-patak vize hűvösebb volt a Raposkai szelvényben, mint a Tapolca-patak vize. A különböző avartípusok bomlása minden helyszínen a gyors bomlási kategóriába esett. A dekompozíció sebessége szignifikánsan nagyobb volt a nagyobb lyukbőségű zsákok esetében, mint amit planktonhálós zsákokból mértem. A három vizsgált avartípus lebomlási rátája a Kétöles-patakban a nagyobb lyukbőségű avarzsákokban hasonló volt a korábbi kutatások során kapott eredményekhez (Gessner & Chauvet, 1994; Baldy et al., 1995; Abelho, 2001; Koetsier et al., 2010). A planktonhálós zsákok esetében a kapott bomlási együttható értékeknél magasabb volt, mint más vizsgálatok során kapott érték (Abelho, 2001; Kucserka, 2014)

Mindegyik vizsgált avartípus esetében megállapítható, az avarbomlás a vízhőmérséklet növekedésével folyamatosan emelkedett. Először a legmelegebb mintavételi helyen fogyott el az avar, majd a közepes vízhőmérsékletű mintavételi helyen, legutoljára pedig a leghidegebb vízhőmérsékletű mintavételi helyen. A bomlási együttható (k) értéke a vízhőmérséklettel együtt nőtt. Kovács et al. (2011) is hasonló eredményre jutott a Torna-patakon végzett kutatásukban.

Az emelkedő vízhőmérséklet és az avarbomlási sebesség közötti összefüggésre több magyarázat is van. A magasabb vízhőmérséklet miatt a biokémiai folyamatok felgyorsulnak (Martínez et al., 2014), valamint a vízzoldható komponensek kioldódásának mértéke növekszik (Goma-Tchimbakala et al., 2006). Utóbbi a lebomlás során a kiindulási tömeg 4–42%-os tömegvesztését okozhatja (Casas et al., 2011). A kezdeti gyors tömegvesztés a legmagasabb vízhőmérsékletű helyszínen volt a legmagasabb. Emellett az aprító makrogerinctelenek mennyisége is függ a vízhőmérsékletétől, aktivitásuk a magasabb vízhőmérséklet esetén egy bizonyos mértékig emelkedik (Kovács, 2012), ami hozzájárulhatott ahhoz, hogy a legmelegebb vízhőmérsékletű mintavételi helyszínen fogyott el az avar a nagyobb lyukbőségű

zsákokból. Azonban hőmérséklet ez bizonyos érték fölé emelkedése megváltoztatja a közösség összetételét. Durance & Ormerod (2007) meghatározták, hogy minden 1°C-os vízhőmérséklet emelkedés hatására a télen meghatározott makrogerinctelen fajszám 11,1%-o csökkenését eredményezheti.

Az avertípusok közül a nagyobb lyukbőségű zsákokból Raposkán a Kétöles-patakban a fűzavar bomlása volt a leggyorsabb, lassabb volt a nyáravaré, és leglassabban az égeravar fogyott el. Korábbi vizsgálatok kimutatták, hogy ennek az lehet az oka, hogy az aprítók a fűzavart preferálják, emellett fűzavar a fajlagos felülete nagyobb, mint ugyanakkora mennyiségű nyáravaré, ezért a mikrobiális kolonizáció mértéke is magasabb lehet (Kovács, 2012).

A sűrű szövésű anyagból készült zsákokból az avar szignifikánsan lassabban fogyott el, mint a mivel a kis lyukbőség miatt az aprító szervezetek nem tudnak bejutni (Suberkropp, 1984; Wood et al., 1985; Chauvet & Suberkropp, 1998; Rajashekar & Kaveriappa, 2000; Dang et al., 2009; Fernandez et al., 2009), de ebben az esetben az elsodródás mértéke is kisebb. Ezáltal az avarlebomlásban a mikrobiális lebontóknak, ezen belül a lebontó vízi gombáknak megnő a szerepe (Gessner et al., 1999; Suberkropp, 2001; Baldy et al., 2002; Lecerf et al., 2007; Lecerf & Chauvet, 2008).

A hőmérséklet bomlást gyorsító hatásának megfelelően a planktonhálós zsákokból a nyár kivételével a legmelegebb helyen Tapolcán fogyott el az avar legelőször, ezután a Tapolca-patakban, a Raposkai szelvényében, végül a Kétöles-patakban, Raposkán. A nyáravar gyorsabb fogyása a Tapolca-patak raposkai szakaszán azzal magyarázható, hogy patakokban a lebontásban résztvevő gombafajok hőmérsékleti optima a Tapolca-patak raposkai szakaszán előforduló hőmérsékleti tartományhoz áll a legközelebb (Chauvet & Suberkropp, 1998; Koske & Duncan, 1974; Rajashekhar & Kaveriappa, 2000). Ezt a jelenséget az égerrel (*Alnus glutinosa*) végzett vizsgálatok mutatták ki, miszerint a vízhőmérséklet növekedésével a mikrobiális lebomlás mértéke egy meghatározott hőmérsékletárig emelkedik (Fernandez et al., 2009; Ferreira & Chauvet, 2011; Geraldine et al., 2012). Történik ez annak ellenére, hogy a gombák diverzitása közben csökken (Bärlocher et al., 2008; Fernandez et al., 2009; Ferreira & Chauvet, 2011). Osono et al. (2011) megállapították, hogy a celluláz aktivitása 5°C-tól 25°C-ig növekszik a hőmérséklet emelkedésével, azonban 25°C felett a ligninbontó enzim aktivitása emelkedik a cellulázé viszont csökken.

6. 3. Ergoszterol koncentráció és gomba biomassa értékek változása

Az avar lebomlása a talajban télen lassabb, mivel a lebontásban résztvevő mikroorganizmusok aktivitása a hideg hőmérséklet hatására lassul (Pietikäinen, 2005), azonban az Ingold-féle gombákra jellemző, hogy a legtöbb faj gyakrabban fordul elő késő nyártól kora télig tehát a hidegebb hónapokban (Bärlocher, 1992). Ezt bizonyítja az is, hogy a levelek kolonizációjának mértéke alacsonyabb a nyári melegebb hónapokban, mint ősszel vagy télen a hidegebb időszakban (Bärlocher, 1992), azonban az egyes fajok hőmérséklet változásra adott reakciói nagyban függenek azok földrajzi elterjedésétől. A legtöbb hyphomycetes faj maximális növekedést 15 és 25 °C között ér el (Suberkropp, 1984; Sridhar & Bärlocher, 1993; Geradles et al., 2012).

A vizsgált időszakban 5 esetben jelentkezett három koncentrációcsúcs, 7 esetben két ergoszterol maximum érték és 6 esetben egy ergoszterol koncentráció maximum volt meghatározható. Az egyes csúcserkékek kialakulásának oka az, hogy a különböző gombafajok más-más hőmérsékleten eredmény érik el a maximális biomassa értéket (Chauvet & Suberkropp, 1998), így a két maximum különböző gombafajok dominanciáját jelezheti.

Az emelkedő hőmérséklet hatására azonban általában a metabolikus ráta is emelkedik (Sokolova & Lannig, 2008; Geradles et al., 2012), ami magyarázatot adhat a magasabb hőmérsékleten tapasztalt magasabb gombák által közvetített bomlásra (Dang et al., 2009; Fernandes et al., 2009; Ferreira & Chauvet, 2011). Magasabb hőmérsékleten fokozódik a kémiai reakciók sebessége és a biológiai aktivitás (Brown et al., 2004; Bergfur & Friberg, 2012), a gyorsuló lebomlást a hyphomycetes fajokra jellemző exoenzimék (pl. exoglükánáz) aktivitásának stimulációja okozhatja (Bärlocher, 1992; Geradles et al., 2012).

A vizsgálataim során szignifikáns összefüggést találtam a vízhőmérséklet és az ergoszterol koncentráció között. A legmagasabb gomba biomassa értékeket a közepes és a meleg vízhőmérsékletű mintavételi helyen határoztam meg, feltehetően azért, mert a mérsékelt övi lebontó gomba fajok hőmérsékleti optimumához (kevesebb, mint 20 °C) (Ingold, 1975) az itt előforduló vízhőmérsékleti tartomány áll a legközelebb.

Gonçalves et al. (2013) laboratóriumi kísérleteiben hasonló eredményt kaptak éger- és tölgyavar lebomlásának vizsgálata során, ahol megállapították, maximális gomba fajsám és ergoszterol koncentráció 10°C-os vízhőmérséklet esetében volt mérhető, ami a legközelebb áll az inkubációra használt természetes vízfolyás hőmérsékletéhez. Ebben az esetben a 10°C

felett vízhőmérsékleten az égeravaron meghatározott biotassza csökkent, bár azt is kimutatták, hogy a kezdeti kolonizációs időszakban a gombafajok képesek akklimatizálódni és hozzássokni a környezet hőmérsékletéhez (Rajashekhar & Kaveriappa, 2000).

Ezt bizonyítja Fernandez et al. (2009) munkája is, melyben megállapították, hogy éger esetében 24°C-os vízhőmérsékleten szignifikánsan alacsonyabb a lebontó gombák mennyisége, mint 16°C-os hőmérséklet esetében. A növekvő hőmérséklet eltérően hat a mikrobiális produkcióra és respirációra, valamint negatíván befolyásolhatja a növekedési hatékonyságot (Geradles et al., 2012), azonban az emelkedő hőmérséklet által indukált hatások eltérőek lehetnek az egyes gombafajoknál. Geradles et al. (2012) 16 °C-on és 24 °C-on vizsgálva a konídium képzést megállapították, hogy a folyamatra eltérően hat az emelkedő hőmérséklet a *Lunulospora curvula* Ingold esetében a konídium termelés fokozódott, az *Articulospora tetracladia* Ingold esetében gátlólag hatott. Egyes gombafajok konídium termelése azonban 20-25 °C-on éri el a maximumot (Chauvet & Suberkropp, 1998). A konídium az életciklus befejezéséhez közeli időpontban jelenik meg, az alacsony konídium produkció a kolonizáció sikerét és a faj fennmaradását befolyásolja az adott környezetben (Geradles et al., 2012).

Az ergoszterol koncentráció a fűz- és a nyárvár esetében a planktonhálós zsákokban a közepes hőmérsékletű mintavételi helyszínen volt a legmagasabb, viszont a mikrobiális lebomlás ebben a zsák típusban a lebomlás üteme a legmagasabb vízhőmérsékletű helyszínen volt a leggyorsabb. Hasonló eredményt kapott Gonçalves et al. (2013), akik a nagyobb hőmérsékleten kaptak magasabb lebomlási rátát, amikor is az alacsonyabb biotasszát, ellensúlyozott a megnövekedett aktivitás.

Az avarlebomlás folyamatát a hőmérséklet mellett egyéb környezeti tényezők is befolyásolják: az oldott oxigén és tápanyagok koncentrációja meghatározó lehet (Webster & Benfield, 1986; Boulton & Boon, 1991; Tonin & Hepp, 2011). Már korai kutatások során megállapították, hogy a lebontó mikrogombák gyakrabban megtalálhatóak és fajgazdagabb közösségeket hoznak létre jól oxigenált, tiszta erdei patakokban (Ingold, 1942; 1975). Azokban a vízfolyásokban, ahol a tápanyagok (például N és/vagy P) nem állnak rendelkezésre megfelelő mennyiségben, ott korlátozó tényezők lehetnek a gomba biotassza növekedés szempontjából (Ferreira et al., 2006). Több tanulmány foglalkozik a nitrogén koncentráció változásának hatását a lebomlásra (Abelho & Graça, 2006; Ferreira et al., 2006; Tonin & Hepp, 2011) a kapott eredmények eltérőek, mivel több esetben nemcsak nitrogéntartalom,

hanem más környezeti tényezők is befolyásolta a lebomlás sebességét. Kísérletem során magasabb gomba biomasszát határoztam meg a nagyobb lyukbőségű zsákokból azon a mintavételi helyszínen, ahol magasabb volt az ammónium koncentráció, a planktonháló zsákokból a magasabb vízhőmérsékletű, nitrit- és szulfát koncentrációjú helyszíneken, mely eredmény összhangban van Suberkropp & Chauvet (1995) által kapott eredményekkel, akik pozitív korrelációt állapítottak meg a mikrogombák biomasszája és a nitrogén koncentráció valamint a vízhőmérséklet között.

6. 4. Idegenhonos és invazív fajok bomlási ütemének vizsgálata

Az idegenhonos fajok betelepülése a vízpartra megváltoztatja az avar inputot, mivel ezeknek a leveleknek tulajdonságai eltérnek az őshonos levelekétől, emiatt befolyásolják a vízi közösségek összetételét és struktúráját (MacKenzie et al., 2013). Lewis & Brown (2010) vizsgálata során meghatározták, hogy amennyiben ez az invazív faj dominánssá válik az ártéri erdőkben, akkor az befolyásolhatja a tápanyagok hozzáférhetőségét, ami hatással lehet az egész ökoszisztémára.

Jelen kutatásban az avar típusa illetve annak őshonos vagy nem őshonos jellege és a bomlási együttható között szignifikáns összefüggéseket kaptam. A különböző avar típusok lebomlási üteme függ azok kémiai összetételétől. Az invazív fajok avarja általában az alacsony szén:nitrogén (C:N) vagy a lignin:nitrogén aránnyal rendelkezik, ezért annak bomlása gyorsabb (Witkowski, 1991; Hobbie, 1992; Enriquez et al., 1993; Royer & Minshall, 2001; Haubensak et al., 2004; Funk & Vitousek, 2007; Liao et al., 2008; Hickman et al., 2010; Lewis & Brown, 2010).

Azonban őshonos és idegenhonos fajok avarlebomlásának vizsgálatakor eltérő eredményeket határoztak meg, mivel egyes vizsgálatokban az idegenhonos faj avarja bomlott gyorsabban és volt olyan eset, hogy az őshonos faj esetében tapasztaltak magasabb bomlási rátát (Bärlocher & Graça, 2002; Alonso et al., 2010). Harner et al., (2009) kutatása során az idegenhonos keskenylevelű ezüstfa (*Eleagnus angustifolia* L.) és az őshonos folyóparti nyár (*Populus deltoides* W. Bartram ex Humphry Marshall) avar lebomlását vizsgálták és megállapították, hogy a magasabb nitrogéntartalommal rendelkező ezüstfa avar bomlott gyorsabban. Azonban Castro-Díez et al. (2009) Közép- Spanyolországban az invazív mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle), fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) és az őshonos mezei szil (*Ulmus minor* Mill.), keskenylevelű kőris (*Fraxinus angustifolia* L.) avarlebomlásának vizsgálata során lentikus rendszerben hasonló bomlási együtthatókat mért.

Vizsgálatom során a nem őshonos fajok közül legalacsonyabb bomlási együtthatóval az akác rendelkezett, melynek értéke hasonló, mint a szakirodalomban kapott értékek (Meyer & Johnson, 1983; Medina-Villar et al., 2015). Alonso et al., (2010) kutatásukban az őshonos keskenylevelű kőris (*Fraxinus angustifolia*) és invazív fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) avarlebomlását vizsgálták és megállapították, hogy a kőrisavar gyorsabban bomlik, mint az akácavar. Az avar és a víz nitrogén tartalma egyaránt befolyásolja a lebomlás sebességét (Enriquez et al., 1993; Alonso et al., 2010). A magasabb nitrogén tartalom emeli a lebomlás sebességét mivel felgyorsítja a mikrogombák kolonizációját, és az aprítók táplálkozásának intenzitását (Ferreira et al., 2006). Az avar kezdeti alacsony nitrogénkoncentrációja bár korlátozza a mikrobiális aktivitást, azonban megfelelő tápanyag ellátottság mellett a lebontó mikroorganizmusok képesek a vízből is felvenni a számunka szükséges mennyiséget (Suberkropp & Chauvet, 1995; Driebe & Whitham, 2000) így aktivitásuk nem csökken. A kísérlet során az magasabb nitrogén tartalom ellenére az akác esetében mértük a legalacsonyabb bomlási együtthatót, amit valószínűleg a levél magas lignintartalma okozott (Alonso et al., 2010). A magas cellulóz- és lignintartalom csökkenti az avar tápértékét és a mikrobiális aktivitást is, és növeli a levelek ellenálló képességét a fizikai aprózódással szemben (Abelho, 2001). Ráadásul az akáclevelek levélgyejele is negatívan hatott a lebomlás sebességére (Cornelissen, 1996).

A celtisz - mely kedvelt díszfa, ami gyakran kivadul - estében az irodalomban leírt bomlási együttható (Gelroth & Marzolf, 1978) alacsonyabb volt, mint az általam meghatározott. Mind a két faj gyorsabb lebomlású volt, mint az általam vizsgált őshonos fajok. Ez gyorsabb bomlás gondot okozhat a lebontó közösségekben, mert azok a makrogerinctelenek, melyek hosszabb kifejlődési idővel rendelkeznek eltűnhetnek a megváltozott vegetáció következtében kialakuló tápanyaghiány miatt (Medina-Villar et al., 2015).

Az új, idegen honos fafajok megjelenése legtöbb esetben negatív hatással bír a vízi ökoszisztémára. Dél-Spanyolországban például a természetes lombhullató vegetációt felváltotta az eukaliptusz monokultúra, mely jelentős változásokat okozott a patakok hidrológiai jellemzőiben és szervesanyag dinamikájában egyaránt (Canhoto & Graça, 1996; Canhoto & Laranjeira, 2007). Az eukaliptusz megjelenése hatással volt a detritusz fogyasztó gerinctelenekre, nemcsak a „rosszabb minőségű” avar, hanem a fogyasztókra gyakorolt toxikus hatása miatt is (Canhoto & Graça, 1996). Ausztráliában az eukaliptuszban a magas fenol és alacsony a nitrogéntartalom, valamint jelentős illóolaj mennyiség is, mely negatívan

befolyásolja a mikrobiális lebontók és a makrogerinctelenek betelepülését (Canhoto & Graça, 1996; Abelho & Graça, 1998; Pozo et al., 1998).

Canhoto & Laranjeira (2007) megállapították, hogy az eukaliptusz levelek esetében már a kioldódás során kimosódó összetevők is hatással vannak a makrogerinctelenekre: befolyásolja a lárvák túlélését, táplálkozását és növekedését. A toxikus hatások mellett a másodlagos növényi anyagcsere termékek (pl. kondenzált tannin- alapváz: 2-fenil-kromán váz, hidrolízissel nem bontható, nem észter jellegű tanninok, melyek keserű ízanyagok) befolyásolhatják a bomlást, mivel megváltoztatják a levelek anyagainak hozzáférhetőségét (Irons et al., 1988; Hagerman & Butler, 1991; Abelho, 2001)

Az őshonos fajok közül a legmagasabb bomlási együtthatóval a nyáravar rendelkezett. A vizsgált esetben mért bomlási sebesség különbséget a két helyszín között a devecseri mintavételi szakasz mesterséges jellege és a partmenti vegetáció hiánya okozta. Kovács et al., (2011) meghatározták, hogy a táplálékhiány miatt a Torna-patak ezen szakaszán az aprítók éheznek és az alacsonyabb mennyiségük ellenére is gyorsabban kolonizálják a kihelyezett avart és gyorsabb avarlebomlás mérhető. Az éger és a fűzavar esetében a két mintavételi helyszínen hasonló értékeket kaptam, és ezek az exponenciális bomlási együtthatók hasonlóak, mint a szakirodalomban meghatározottak (Cortes et al., 1994, Abelho, 2001; Kovács et al., 2011).

7. Összegzés

A vízfolyásokban a természetes szervesanyag autochton és allochton forrásból származik, Az autochton forrást a környező fákról, és erdőkben lehulló növényi avar szolgáltatja, Az ősszel bekövetkezett lombhullás biztosít szervesanyag utánpótlást az alacsonyrendű patakoknak és az árnyékos vízfolyásoknak. Az avarlebomlást végző szervezetek közé tartoznak a gombák és a vízi makrogerinctelenek.

2010. októberében bekövetkezett vörös-iszap katasztrófa következtében a Torna-patak teljes élővilága kipusztult, így az avarlebomlás szempontjából fontos élőlények is, mint a vízi makrogerinctelenek eltűntek, aminek köszönhetően egy „természetes laboratórium” jött létre, melyben a makrogerinctelenek aprítása és a fizikai kisodródás okozta tömegvesztés szétválasztható. A makrogerinctelenek tevékenységének avarbontásban betöltött szerepét korábban nem vizsgálták természetes körülmények között makrogerinctelenek jelenléte nélkül. A tradicionális módszer mellyel az aprítók tevékenységét elkülönítik az ún, “kizárásos módszer”, melyben sűrű szövésű anyagból készült avarzsák alkalmazásával megakadályozzák a makrogerinctelenek zsákba jutását. Azonban ebben az esetben a kis lyukbőség megváltoztatja a természetes áramlási viszonyokat, a kisodródás mértékét, a bejutó oldott oxigén és tápanyagok mennyiségét.

A vörösiszap katasztrófát követően a Torna-patakban kilenc avartípus lebontását vizsgáltuk. A bükk (*Fagus sylvatica*), csertölgy (*Quercus cerris*), hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*), platán (*Platanus x hybrida*), nyár (*Populus* sp.), közönséges nyír (*Betula pendula*), kislevelű hárs (*Tilia cordata*), fehér fűz (*Salix alba*), virágos kőris (*Fraxinus ornus*) bomlási együtthatói a katasztrófát követően alacsonyabbak voltak, mint a szakirodalomban hasonló lyukbőségű avarzsákokkal végzett kutatások során leírt értékek, azonban magasabbak, mint a kizárásos módszer alkalmazásakor kapott értékek. Ez bizonyítja, hogy a vizsgálatok során a használt avarzsákok lyukbősége is fontos tényező, mivel a lyukbőség hatással van a kisodródó avar mennyiségére.

Makrogerinctelen szervezetek hiányában a nemzetközi szakirodalomban legtöbbször alkalmazott exponenciális modell nem volt alkalmazható, mivel lebomlási görbék lefutása a katasztrófát követően az exponenciális kioldódási szakaszt követően lineárisra vált egészen az első makrogerinctelen szervezetek megjelenéséig. A regenerációt követően a lebomlási görbék exponenciális lefutásúak voltak. A vörösiszap által nem érintett szakaszon a bomlási együtthatók értéke a szakirodalomban leírt értékekhez hasonló volt, Devecsernél viszont

gyorsabb volt az avarlebomlás üteme. Összességében megállapítható, hogy a vízi makrogerinctelen szervezetek nagyon fontos szerepet töltenek be az avarlebontásban, hiányukban a fogyási görbe nem lesz végig exponenciális lefutású.

A Kétöles-patakban és Tapolca-patak két helyszínén a hőmérséklet avarbomlásra gyakorolt hatását vizsgáltuk háromféle avar (*Salix alba*, *Alnus glutinosa* és *Populus* sp.) és kétféle lyukbőségű anyagból készült avarzsák használatával. A vizsgált avarfajok gyors bomlási kategóriába estek, mind a három helyszínen és mindkét mintavételi eszközben. A leggyorsabban a nagyobb lyukbőségű zsákokból fogyott el az avar míg a kisebb lyukbőségű zsákokból a közepes vízhőmérsékletű helyszínen. A vizsgált paraméterek közül a vízhőmérséklet, nitrit-, szulfát-, ammónium koncentráció befolyásolta az ergoszterol koncentrációt, ezáltal a gomba biomassa mennyiségét. A mikrobiális lebomlást vizsgálva a legmagasabb gomba biomassa értékeket a közepes vízhőmérsékletű helyen kaptuk, ami legvalószínűbben azzal magyarázható, hogy a mérsékelt övi gombafajok hőmérsékleti optimumához az itt előforduló hőmérsékleti tartomány áll a legközelebb. A legnagyobb gomba biomassa értékeket a közepes vízhőmérsékletű helyszínen a kisebb lyukbőségű zsákoknál a fűzavar esetében kaptuk, az égeravar esetében a biomassa értékek hasonlóak voltak a közepes vízhőmérsékletű és a legmagasabb vízhőmérsékletű mintavételi helyen.

Invazív és idegenhonos avarfajok exponenciális bomlási együtthatóinak meghatározása során hat avartípust vizsgáltam avarzsákos módszerrel a Torna-patak két erősen módosított szakaszán. A nem őshonos fajok bomlása általánosságban gyorsabb ütemű volt, mint az őshonos fajoké, kivétel volt az akác, melynek bomlási együtthatója hasonló volt, mint a vizsgált őshonos fajoké. Ez az általánosságban jellemző gyorsabb bomlás gondot okozhat a lebontó közösségekben, mert azok a makrogerinctelenek, melyek hosszabb kifejlődési idővel rendelkeznek eltűnhetnek a megváltozott vegetáció miatt kialakuló tápanyaghiány miatt. Azonban nem minden esetben van negatív hatása a nem őshonos növények megjelenésének. Bizonyított, hogy egyes területeken a betelepülő új fajok megjelenése pozitívan is hathat a lebontó közösségekre, ha az őshonos vegetáció például kémiai összetétele miatt nem vonzó a lebontók számára.

8. Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet fejeznem ki témavezetőmnek Prof. Dr. Padisák Juditnak, Szeretném megköszönni a türelmét és megértését.

Köszönetemet fejezem ki Dr. Honti Márknak a modell fejlesztésében nyújtott segítségért. Dr. Karádi-Kovács Katának, Dr. Kucserka Tamásnak Kacsala Istvánnak, Kósa Ádámnak, Vass Máténak köszönöm a terepi mintavételek során nyújtott segítségüket és Matulka Andrásnak a laboratóriumi vizsgálatokban nyújtott segítségét. Dr. Korponai Jánosnak, Szabó Beátának a statisztikai elemzések elvégzéséhez nyújtott segítségükért.

Köszönetemet szeretném kifejezni a Limnológia Intézeti Tanszék minden szakdolgozó hallgatójának a vízkémiai elemzések elvégzésében nyújtott segítségükért.

Hálával tartozom családomnak és barátaimnak a biztatásukért és megértésükért.

9. Irodalomjegyzék

- Abel, T. H.; Bärlocher, F. (1984): Effects of cadmium on aquatic hyphomycetes. *Applied Environmental Microbiology* 48: 245–251.
- Abelho, M. (2001): From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific World Journal* 1: 656-680.
- Abelho, M.; Graça, M. A. S., (1998): Litter in a temperate deciduous forest stream ecosystem. *Hydrobiologia* 386: 147-152.
- Alemanno, S.; Mancinelli, G.; Basset, A. (2007): A patch use behaviour approach to model leaf litter breakdown in aquatic environment. *Transitional Waters Bulletin* 2: 47-57.
- Allan, J. D.; Castillo, M. (2007): *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Second Edition. Dordrecht: Springer; 135-46.
- Alonso, A.; González-Muñoz, N.; Castro-Díez, P. (2010): Comparison of leaf decomposition and macroinvertebrate colonization between exotic and native trees in a freshwater ecosystem. *Ecological Research* 25: 647-653.
- APHA- American Public Health Assotitation (1998): *Standard methods for examination of water and wastewater*. 20th Edition. United Book Press. Inc., Baltimore, Maryland, USA
- Aponte, M.; Blaiotta, G.; La Croce, F.; Mazzaglia, A.; Farina V.; Settanni, L. (2012): Use of selected autochthonous lactic acid bacteria for Spanish style table olive fermentation. *Food Microbiology* 30: 8–16.
- Ashton, G. V.; Boos, K.; Shucksmith, R.; Cook, E. J. (2006): Risk assessment of hull fouling as a vector for marine nonnatives in Scotland. *Aquatic Invasions*. 1: 214-218.
- Bailey, S. S.; Duggan, I. C.; van Overdijk, C. (2003): Viability of invertebrate diapausing eggs collected from residual ballast sediment. *Limnology and Oceanography* 48: 1701–1710.
- Balassa, M. (2010): A Torna-patak makroszkópikus vízi gerinctelen faunájának funkcionális táplálkozási csoportjai. Szakdolgozat, Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Limnológia Intézeti Tanszék
- Baldy, V.; Chauvet, E.; Charcosset, J. Y.; Gessner, M. O. (2002): Microbial dynamics associated with leaves decomposing in the mainstem and floodplain pond of a large river. *Aquatic Microbial Ecology* 28: 25-36.
- Baldy, V.; Gessner, M. O.; Chauvet, E. (1995): Bacteria, fungi and the breakdown of leaf litter in a large river. *Oikos* 74: 93-102.

- Bärlocher, F. (1992): The Ecology of Aquatic Hyphomycetes. *Ecological Studies* 94: 1–225.
- Bärlocher, F., Graça, M. A. S (2002): Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams. *Freshwater Biology* 47: 1123–1135.
- Bärlocher, F.; Gessner, M. O.; Graça, M. O. S. (2005): *Methods to Study Litter Decomposition. A Practical Guide*. Springer, AA Dordrecht, the Netherlands
- Bärlocher, F.; Seena, S.; Wilson, K. P.; Williams, D. (2008): Raised water temperature lowers diversity of hyporheic aquatic hyphomycetes. *Freshwater Biology* 53: 368–379.
- Basset, A. (1995): Body size-related coexistence: an approach through allometric constraints on homorange use. *Ecology* 76: 1027–1035.
- Battle, M.; Bender, M. L.; Tans, P. P.; White, J. W. C.; Ellis, J. T.; Conway, T.; Francey J. R. (2000): Global carbon sinks and their variability inferred from atmospheric O₂ δ^{13} C. *Science* 287: 2467–2470.
- Beasley, G.; Kneale, P. E.; (2003): Investigating the influence of heavy metals on macroinvertebrate assemblages using Partial Canonical Correspondence Analysis (pCCA). *Hydrology and Earth System Sciences* 7: 221–233.
- Beasley, C.; Reichstein, M.; Tomelleri, E.; Ciais P.; Jung, M.; Carvalhais, N.; Rödenbeck, C.; Arain, M. A.; Baldocchi, D.; Bonan, G. B.; Bondeau, A.; Cescatti, A.; Lasslop, G.; Lindroth A.; Lomas, M.; Luyssaert S.; Margolis H.; Oleson, K. W.; Rouspard, O.; Veenendaal, E.; Viovy, N.; Williams, C.; Woodward, F. I.; Papale, D. (2010): Terrestrial gross carbon dioxide uptake: global distribution and covariation with climate. *Science* 329: 834–838.
- Benfield, E. F. (1996) Leaf breakdown in stream ecosystems. In: Hauer, F. R. & G. A. Lamberti (eds): *Methods in Stream Ecology*: 579–589. Academic Press. Inc. San Diego, USA
- Benfield, E. F. (1997): Comparison of litterfall input to streams. *Journal of the Northern American Benthological Society* 16: 104–108.
- Benson, L. J.; Pearson, R. G. (1993): Litter inputs to a tropical Australian upland rainforest stream. *Australian Journal of Ecology* 18: 377–383.
- Berg, B.; McClaugherty, C. (2008): *Plant litter: Decomposition. Humus Formation. Carbon Sequestration*. Springer, Heidelberg Berlin
- Birmingham, S.; Maltby, L.; Cooke, R. C. (1996a): Effects of a coal mine effluent on aquatic hyphomycetes, I. Field study. *Journal of Applied Ecology* 33:1311–1321.
- Birmingham, S.; Maltby, L.; Cooke, R. C. (1996b): Effects of a coal mine effluent on aquatic hyphomycetes. II. Laboratory toxicity experiments. *Journal of Applied Ecology* 33: 1322–1328.

- Bíró, R.; Ács, É.; Lengyel, E.; Stenger- Kovács, CS. (2011): A Csigere-patak kovaalga biótája. Hidrológiai Közlöny 91(6): 22-25.
- Bíró, P. (2007): Kovaalga közösségek vizsgálata 3 különböző mérési módszer (a fajok relatív gyakorisága, teljes felszínhez, ill. biomasszához való hozzájárulása) alapján. XXVIII. OTDK, Biológia szekció, Debrecen
- Boulton, A. J.; Boon, P. I. (1991): A review of methodology used to measure leaf litter decomposition in lotic environments: time to turn over an old leaf? Australian Journal Marine Freshwater Research 4: 1-43.
- Bottollier-Curtet, M.; Charcosset, J.; Planty-Tabacchi, A.; Tabacchi, E. (2011): Degradation of native and exotic riparian plant leaf litter in a floodplain pond. Freshwater Biology, 56 (9): 1798–1810.
- Brown, J. H.; Gillooly, J. F.; Allen, A. P.; Savage, V. M.; West, G. B. (2004) Toward a metabolic theory of ecology. Ecology 85: 1771–1789.
- Bunn, S. E. P.; Davies, M.; Mosisch, T. D. (1999): Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. Freshwater Biology 41: 333-345
- Canhoto, C.; Graça, M. A. S. (1996): Decomposition of *Eucalyptus globulus* leaves and 3 native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. Hydrobiologia 333: 79-85.
- Canhoto, C.; Laranjeira, C. (2007): Leachates of *Eucalyptus globulus* in intermittent streams affect water parameters and invertebrates. International Review of Hydrobiology. 92: 173-182.
- Carpenter, R. S.; Caraco, N. F.; Correll, D. L.; Howarth, R. W.; Sharpley, A. N.; Smith, V. H. (1998): Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecological Applications 8: 559–568.
- Carvalho, E. M.; Uieda, V. S. (2009): Diet of invertebrates sampled in leaf-bags incubated in a tropical headwater stream. Zoologia 26: 694-704.
- Carvalho, E. M.; Uieda, V. S. (2010): Input of litter in deforested and forested areas of a tropical headstream. Brazilian Journal of Biology 70: 283-288.
- Casas, J. J.; Descals, E. (1997): Aquatic hyphomycetes from Mediterranean streams contrasting in chemistry and riparian canopy. Limnetica 13: 45-55.
- Casas, J. J.; Gessner, M. O. (1999): Leaf litter breakdown in a Mediterranean stream characterised by travertine precipitation. Freshwater Biology 41: 781-793.

- Casas, J.; Gessner, M. O.; Lopez, D.; Descals, E. (2011): Leaf-litter colonisation and breakdown in relation to stream typology: insights from Mediterranean low-order streams. *Freshwater Biology* 56: 2594–2608.
- Castillo, L. E. C.; Martinez, E.; Ruepert, C.; Savage, C.; Gilek, M.; Pinnock, M.; Solis, E. (2006): Water quality and macroinvertebrate community response following pesticide applications in a banana plantation, Limon, Costa Rica. *Science of the Total Environment* 367: 418-432.
- Castro-Díez, P.; Gonzalez-Munoz, N.; Alonso, A.; Gallardo, A.; Poorter, L. (2009): Effects of exotic invasive trees on nitrogen cycling: a case study in central Spain. *Biological Invasions* 11:1973–1986.
- Cebrián, J.; Duarte, C. M. (1995): Plant growth-rate dependence of detrital carbon storage in ecosystems. *Science* 268: 1606-1608.
- Chadwick, M. A.; Dobberfuhl, D. R.; Benke, A. C.; Huryn, A. D.; Suberkropp, K.; Thiele, J. E. (2006): Urbanization affects stream ecosystem function by altering hydrology, chemistry, and biotic richness. *Ecological Applications*. 16(5): 1796-1807.
- Chauvet, E.; Suberkropp, K. (1998): Temperature and sporulation of aquatic hyphomycetes. *Applied Environmental Microbiology* 64: 1522-1525.
- Clements, W. H.; Carlisle, D. M.; Lazorchak, J. M.; Johnson, P. C.; (2000): Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. *Ecological Applications* 10: 626-638.
- Collen, P.; Keay, E. J.; Morrison, B. R. S. (2004): Processing of pine (*Pinus sylvestris*) and birch (*Betula pubescens*) leaf material in small river system in the northern Cairngorms. Scotland, *Hydrobiology and Earth Sciences* 8: 567-577.
- Cornelissen, J. H. C. (1996): An experimental comparison of leaf decomposition rates in a wide range of temperate plant species and types. *Journal of Ecology* 84: 573-582.
- Cortes, R. M. V.; Graça, M. A. S.; Monzón, A. (1994): Replacement of alder by eucalypt along two streams with different characteristics: differences on decay rates and consequences to the system functioning. *Verhandlungen des Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 25: 1697-1702.
- Creed, I. F.; McKnight, D. M.; Pellerin, D. A.; Green, M. B.; Bergamaschi, B. A.; Aiken, G. R.; Burns, D. A.; Findlay, S. E. G.; Shanley, J. B.; Striegl, R. G.; Aulenbach, B. T.; Clow, D. W.; Laudon, H.; McGlynn, B. L.; McGuire, K. J.; Smith, R. A.; Stackpoole, S. M. (2015): The river as a chemostat: fresh perspectives on dissolved organic matter

- flowing down the river continuum. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72: 1272–1285.
- Cuffney, T. F.; Wallace, J. B.; Lughart, J. (1990): Experimental evidence quantifying the role of benthic invertebrates in organic matter dynamics of headwater streams. *Freshwater Biology* 23: 281-299.
- Cummins, K. W. (2002): Riparian-stream linkage paradigm. *Verhandlungen des Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 28: 49-58
- Dang, C. K.; Chauvet, E.; Gessner, M. O.; Schindler, M. (2009): Temperature oscillation coupled with fungal community shifts can modulate warming effects on litter decomposition. *Ecology* 90: 122–131.
- Dangles, O.; Chauvet, E. (2003): Effects of stream acidification on fungal biomass in decaying beech leaves and leaf palatability. *Water Research* 37: 533-538.
- Dangles, O.; Guérol, F. (1998): A comparative study of beech breakdown, energetic content, and associated fauna in acidic and non-acidic streams. *Archiv für Hydrobiologie* 144: 25-39.
- Dangles, O.; Gessner, M. O.; Guérol, F.; Chauvet, E. (2004): Impacts of stream acidification on litter breakdown: implications for assessing ecosystem functioning. *Journal of Applied Ecology* 41: 365-378.
- Davidson, E. A.; Janssens, I. A. (2006) Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440: 165–173.
- DeLorezo, M. E.; Scott, G. I.; Ross, P. E. (2001): Toxicity of pesticides to aquatic microorganisms: a review. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20 (1): 84-98.
- Dickinson, C. H.; Pugh, G. J. F. (Editors) (1974): *Biology of Plant Litter Decomposition*. London and New York: Academic Press
- Dieter, D. (2013): Phosphorus and leaf litter turnover in temporary aquatic systems. PhD thesis, Department of Biology, Chemistry, and Pharmacy of the Freie Universität Berlin (http://www.diss.fu-berlin.de/diss/servlets/MCRFileNodeServlet/FUDISS_derivate_000000013542/DissertationDieterD2013.pdf;jsessionid=3D6028F6BD31D86F326A9DD825AA4AFA?hosts)
- Dobson, M.; Frid, C. (1998): *Ecology Of Aquatic Systems*. Longman, Essex
- dos Santos Fonseca, A. L.; Bianchini Jr., I.; Pimenta, C. M. M.; Soares, C. B. P.; Mangiavacchi, N. (2013): The flow velocity as driving force for decomposition of leaves and twigs. *Hydrobiologia* 703: 59-67.

- Driebe, E. M.; Whitham, T. G. (2000): Cottonwood hybridization affects tannin and nitrogen content of leaf litter and alters decomposition. *Oecologia* 123: 99–107.
- Duarte, S.; Pascoal, C.; Cássio, F. (2004): Effects of zinc on leaf decomposition by fungi in streams: studies in microcosms. *Microbial Ecology* 48: 366–374.
- Dubey, T. S.; Stephenson, L.; Edwards, P. J. (1994): Effect of pH on the distribution and occurrence of aquatic fungi in 6 West-Virginia Mountain streams. *Journal of Environmental Quality* 23: 1271-1279.
- Dunck, B.; Lima-Fernandes, E.; Cassio, F.; Cunha, A.; Rodrigues, L.; Pascoal, C. (2015): Responses of primary production, leaf litter decomposition and associated communities to stream eutrophication. *Environmental Pollution* 202: 32-40.
- Durance, I.; Ormerod, S. J. (2007): Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Global Change Biology* 13: 942–957.
- Elosegi, A.; Pozo, J. (2005): Litter input. In Graça, M. A. S.; Bärlocher, F.; Gessner, M. O. (Eds.). *Methods to study litter decomposition: a practical guide*. Netherlands: Springer. 3-11.
- Enriquez, S.; Duarte, C. M.; Sand-Jensen, K. (1993): Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C: N: P content. *Oecologia* 94: 457-471.
- Fernandes, I.; Pascoal, C.; Guimarães, H.; Pinto, R.; Sousa, I. Cássio, F. (2012): Global warming may reduce the effects of litter quality on litter decomposition by aquatic microbes. *Freshwater Biology* 57 (11): 2306-2317.
- Fernandez, I.; Cássio, F.; Pascoal, C.; Uzun, B. (2009): Responses of aquatic fungal communities on leaf litter to temperature-change events. *International Review of Hydrobiology* 94: 410–418.
- Ferreira, V.; Chauvet, E. (2011): Synergistic effects of water temperature and dissolved nutrients on litter decomposition and associated fungi. *Global Change Biology* 17: 551-564.
- Ferreira, V.; Graça, M. A. S.; de Lima, J. L. M. P.; Gomes, R. (2006): Role of physical fragmentation and invertebrate activity in the breakdown rate of leaves. *Archiv für Hydrobiologie* 165: 493–513.
- Ferreira, V.; Gulis, V.; Graça, M. A. S. (2006): Whole-stream nitrate addition affects litter decomposition and associated fungi but not invertebrates *Oecologia* 149: 718–729.
- Field, J. L.; Webster, J. (1983): Anaerobic survival of aquatic fungi. *Transactions of the British Mycological Society* 81: 365–369.

- Frankart, C.; Eullaffroy, P.; Vernet, G (2003): Comparative effects of four herbicides on non-photochemical fluorescence quenching in *Lemna minor*. *Environmental and Experimental Botany* 49: 159–68.
- Friberg, N.; Larsen, S. E.; Shearer, K. A.; Winterbourn, M. J. (1997): Benthic communities in the South Island New Zealand: effects of forest type and location. *Archiv für Hydrobiologie* 138: 289–306.
- Friberg, N.; Dybbjar, J. B.; Olafsson, J. S.; Gislason, G.M.; Larsen, S. E.; Lauridsen, T. L. (2009): Relationships between structure and function in streams contrasting in temperature. *Freshwater Biology* 54: 2051–2068.
- Funk, J. L.; Vitousek, P. M. (2007): Resource-use efficiency and plant invasion in low-resource systems. *Nature* 446: 1079-1081.
- Gadd, G. M. (1993): Interactions of fungi with toxic metals. *New Phytologist* 124: 25–60.
- Gadd, G. M.; Sayer, J. A. (2000): Influence of fungi on the environmental mobility of metals and metalloids. In: Lovley, D. R. (ed) *Environmental metal interactions*. ASM Press. Washington, DC, 237–256.
- Garcia, L.; Richardson, J.; Pardo, I. (2012): Leaf quality influences invertebrate colonization and drift in temperate forest stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 69:1663-1673.
- Gartner, T. B.; Cardon, Z. G. (2004): Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos* 104: 230–246.
- Gazzera, S.; Cummins, K. W.; Salmoiraghi, G. (1991): A comparison of leaf litter processing in Maryland and Italian streams. *Verhandlungen des Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 24: 1703-1706.
- Gelroth, J. V.; Marzolf, G. R. (1978): Primary production and leaf-litter decomposition in natural and channelized portions of a Kansas stream. *The American Midland Naturalist Journal* 99: 238–243.
- Geraldes, P.; Cássio, F.; Pascoal, C. (2012): Effects of increased temperature and aquatic fungal diversity on litter decomposition. *Fungal Ecology* 5: 734-740.
- Gessner, M. O. (1991): Differences in processing dynamics of fresh and dried leaf litter in a stream ecosystem. *Freshwater Biology* 26: 387-398.
- Gessner, M. O.; Schwoerbel, J. (1989): Leaching kinetics of fresh leaf-litter with implications for the current concept of leaf-processing in streams. *Archiv für Hydrobiologie* 115: 81-90.

- Gessner, M. O.; Chauvet, E.; Jean-Louis, A. M.; Thomas, M. (1993): Stable successional patterns of aquatic hyphomycetes on leaves decaying in a summer cool stream. *Mycological Research* 97: 163–172.
- Gessner, M. O.; Chauvet, E. (1994) Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. *Ecology*. 75: 1807-1817.
- Gessner, M. O.; Chauvet, E.; Dobson, M. (1999): A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos* 85: 377-384.
- Gessner, M. O.; Chauvet, E. (1997): Growth and production of aquatic hyphomycetes in decomposing leaf litter. *Limnology and Oceanography* 42: 496-505.
- Gessner, M. O.; Chauvet, E. (2002): A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications* 12: 498-510.
- Gessner, M. O.; Bardgett, R. D.; Dang, C. K.; McKie, B. G.; Swan, C. M.; Wall, D. H. (2010): Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology & Evolution* 25: 372-380.
- Goma-Tchimbakala, J.; Bernhard-Reversa, F. (2006): Comparison of litter dynamics in three plantations of an indigenous timber-tree species (*Terminalia superba*) and a natural tropical forest in Mayombe, Congot Forest. *Ecology and Management* 229: 304–313.
- Gonçalves, A. L.; Graça, M. A. S.; Canhoto, C. (2013): The effect of temperature on leaf decomposition and diversity of associated aquatic hyphomycetes depends on the substrate. *Fungal Ecology* 6: 546-553.
- Graça, M. A. S. (2001): The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams - a review. *International Review of Hydrobiology* 86: 383-393.
- Graça, M. A. S.; Calow, P.; Maltby, L. (1993): Importance of fungi in the diet of *Gammarus pulex* (L.) and *Asellus aquaticus* (L.): I Feeding strategies. *Oecologia* 93: 139-144.
- Graça, M. A. S.; Ferreira, R. C. F.; Coimbra, C. F. (2001): Litter processing along a stream gradient: the role of invertebrates and decomposers. *Journal of the North American Benthological Society* 20: 408–420.
- Graça, M. A. S.; Bärlocher, F.; Gessner, M. O. (eds.) (2005) Methods to study litter decomposition: a practical guide. Springer, Dordrecht, Netherlands, p.153-167.
- Graça, M. A. S.; Canhoto, C. (2006): Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica* 25: 1-10.
- Graça, M. A. S.; Medeiros, A. O.; Pascoal, C. (2009): Diversity and activity of aquatic fungi under low oxygen conditions. *Freshwater Biology* 54: 142-149.
- Graça, M. A. S.; Pereira, A. P. (1995): The degradation of pine needles in a Mediterranean stream. *Archiv für Hydrobiologie*. 134: 119–128.

- Grande, M.; Anderson, S.; Berg, D. (1994): Effect of pesticides on fish. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 13: 195-209.
- Greenwood, L.; Rosemond, A. D.; Wallace, J. B.; Cross, W. F.; Weyers, H. S. (2007): Nutrients stimulate leaf breakdown rates and detritivore biomass: bottom-up effects via heterotrophic pathways. *Oecologia* 151: 637–649.
- Grigg, A. H.; Mulligan, D. R. (1999): Litterfall from two eucalypt woodlands in central Queensland. *Australian Journal of Ecology* 24: 662-664.
- Gulis, V.; Suberkropp, K. (2003a): Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. *Freshwater Biology* 48:123–134.
- Gulis, V.; Suberkropp, K. (2003b): Interactions between stream fungi and bacteria associated with decomposing leaf litter at different levels of nutrient availability. *Aquatic Microbial Ecology* 30:149-157.
- Gulis, V.; Rosemond, A. D.; Suberkropp, K.; Weyers, H. S.; Benstead, J. P. (2004): Effects of nutrient enrichment on the decomposition of wood and associated microbial activity in streams. *Freshwater Biology* 49: 1437–1447.
- Haapala, A.; Muotka, T.; Markkola, A. (2001): Breakdown and macroinvertebrate and fungal colonization of alder, birch, and willow leaves in a boreal forest stream. *Journal of the North American Benthological Society* 20: 395-407.
- Hagen, E. M.; Benfield, E. F.; Webster, J. R. (2006): Are leaf breakdown rates a useful measure of stream integrity along an agricultural landuse gradient. *Journal of the Northern American Benthological Society*. 25: (2) 330-343.
- Hagerman, A. E.; Butler, L. G. (1991): Tannins and lignins. In: Rosenthal, G. A., Berenbaum, M. A. (eds) *Herbivores: Their Interactions with Secondary Plant Metabolites*. Academic Press, San Diego
- Hajnal, É.; Teke, G.; Stenger- Kovács, Cs.; Padisák, J. (2010): Information in the biological datasets and the biodiversity estimation on the basis of the Peridat on-line database. *AIS 2010 International Symposium on Applied Informatics and Related Areas* (ISBN 978-615-5018-07-7): 32-35.
- Harmon, M. E.; Ferrell, W. K.; Franklin, J. E. (1990): Effects on Carbon Storage of Conversion of Old-Growth Forests to Young Forests. *Science* 247: 699-702.
- Harmon, M. E.; Silver, W. E.; Asth, B.; Chen, H.; Burke, I. C.; Parton, W. J.; Hart, S. C.; Currie, W. S.; Laundre, J.; Wright, J.; Yarie, J.; Hart, S.; Wedin, D.; Burke, I.; Clinton, B.; Lugo, A.; Fahey, T.; Melillo, J.; Anderson, J.; McClellan, M.; Halstead, S.; Blair,

- J.; Sollins, P.; Lodge, J.; Baron, J.; Nadkarni, N.; Morris, J.; Gower, T.; Baron, J.; Edmonds, R.; White, C.; Zedler, P.; Gholz, H. Blum, L. (2009): Long-term patterns of mass loss during the decomposition of leaf and fine root litter: an intersite comparison. *Global Change Biology* 15: 1320-1338.
- Harner, M. J.; Crenshaw, C. L.; Abelho, M.; Stursova, M.; Shah, J. F. J.; Sinsabaugh, R. L. (2009): Decomposition of leaf litter from a native tree and an actinorhizal invasive across riparian habitats. *Ecological Applications* 19: 1135–1146.
- Haubensak, K. A.; D’Antonio, C. M.; Alexander, J. (2004): Effects of nitrogen-fixing shrubs in Washington and coastal California. *Weed Technology* 18:1475–1479.
- Heard, S. B.; Schultz, G. A.; Ogden, C. B.; Griesel, T. C. (1999): Mechanical abrasion and organic matter processing in an Iowa stream. *Hydrobiologia* 400: 179-186.
- Hernandez, I. M.; Gallardo, J. F.; Santa Regina, I. (1992): Dynamic of organic matter in forests subject to a Mediterranean semi-arid climate in the Duero basin (Spain): litter productionn. *Acta Oecologica*. 13: 55-65.
- Hickman, J. E.; Wu, S. L.; Mickley, L. J.; Lerdau, M. T. (2010): Kudzu (*Pueraria montana*) invasion doubles emissions of nitric oxide and increases ozone pollution. *Proceedings of the Nationall Academy of Science USA* 107:10115-10119.
- Hieber, M.; Gessner, M. O. (2002): Contribution of stream detrivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology* 83: 1026–1038.
- Hladyz, S.; Gessner, M. O.; Giller, P. S.; Pozo, J.; Woodward, G. (2009): Resource quality and stoichiometric constraints on stream ecosystem functioning. *Freshwater Biology* 54: 957–970.
- Hobbie, S. E. (1992): Effects of plant species on nutrient cycling. *Trends in Ecology and Evolution* 7: 336–339.
- Hobbie, S. E.; Baker, L. A.; Buyarski, C.; Finlay, J. C.; Nidzgorski, D. (2013): Decomposition of tree leaf litter on pavement: implications for urban water quality. *Urban Ecosystems* 17: 369-385.
- Howe, M. J.; Suberkropp, K. (1994): Effects of isopod (*Lirceus* sp.) feeding on aquatic hyphomycetes colonizing leaves in a stream. *Archiv für Hydrobiologie* 130: 93-103.
- Ingold, C. T. (1942): Aquatic hyphomycetes of decaying alder leaves. *Transactions of the British Mycological Society* 25: 339-417.
- Ingold, C. T. (1975): An illustrated guide to aquatic and water-borne hyphomycetes (fungi imperfecti) with notes on their biology. *Freshwater Biology Association Publication* 30, pp. 96.

- Irons, J. G.; Oswood, M. W.; Bryant, J. P. (1988): Consumption of leaf detritus by a stream shredder: influence of tree species and nutrient status. *Hydrobiologia* 160: 53–61.
- Irons, J. G.; Oswood, M. W.; Stout R. J.; Pringle, C. M. (1994): Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? *Freshwater Biology* 32: 401–411.
- Jenny, H.; Gessel, S. P.; Bingham, F. T. (1949): Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. *Soil Science* 68: 419–432.
- Jespersen, J. M.; Becker, L.; Hix, K.; Geedey, C. K. (2016): The Effects of Urbanization on Leaf Breakdown Rates in a Rock Island Watershed (2016). *Celebration of Learning* (<http://digitalcommons.augustana.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1036&context=celebrationoflearning>)
- Jun, Y. C.; Kim, N. Y.; Kwon, S. J.; Han, S. C.; Hwang, I. C.; Park, J. H.; Won, D. H.; Byun, M. S.; Kong, H. Y.; Lee, J. E.; Hwang, S. J. (2011): Effects of land use on benthic macroinvertebrate communities: Comparison of two mountain streams in Korea. *International Journal of Limnology* 47: 35–49.
- Kacsala, I.; Selmeczy, G. B.; Kucserka, T.; Kovács, K. (2011): Kisvízfolyások avarbontó képessége vizsgálati módszereinek összehasonlítása. VIII. Makroszkopikus Víz Gerinctelenek Kutatási Konferencia, 2011. 04. 14-16, Jósvalő
- Kálmán, Cs. (2010): Általánosan elterjedt módszerek hibája és lehetséges megoldása érdes felületen nöövő algabevonat klorofi ll-a mennyiségének becslésére. Diplomadolgozat. Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Limnológia Intézeti Tanszék
- Kitamura, H. (2011) A case study on leaching characteristics of *Quercus glauca* leaves in Southern Kyusyu stream water. *Bulletin of Minamikyushu University* 41: 43-52.
- Koetsier, P.; Krause, T. R. B.; Tuckett, Q. M. (2010): Present effects of past wildfires on leaf litter breakdown in stream ecosystems. *Western North American Naturalist* 70 (2): 164–174.
- Koske, R. E.; Duncan, I. W. (1974): Temperature effects on growth sporulation, and germination of some „aquatic” hyphomycetes. *Canadian Journal of Botany* 52: 1387-1391.
- Kovács, Cs.; Kahlert, M.; Padisák, J. (2006): Benthic diatom communities along pH and TP gradient in Hungarian and Swedish streams. *Journal of Applied Phycology* 18: 105-117.
- Kovács, K. (2009): Avarlebontási kísérletek kisvízfolyásokban. VI. „MaViGe” VI. Makroszkopikus Víz Gerinctelenek Kutatási Konferencia, 2009. április 16-18, Villány

- Kovács, K. (2012): Avarlebontási kísérletek dombvidéki kisvízfolyásokon. University of Pannonia. Doctoral School of Chemistry and Environmental Science, Veszprém
- Kovács, K.; Selmeczy, G. B.; Kucserka, T.; Padisák, J. (2010): Természetes és módosított patakszakaszok avarbontási rátájának különbözősége. VII. „MaViGe” VII. Makroszkopikus Víz Gerinctelenek Kutatási Konferencia, 2010. április 15-17, Sümeg
- Kovács, K.; Abdel-Hameid, N. A. H.; Kucserka, T.; Padisák, J.; Selmeczy, G. B. (2011): The effect of stream bed morphology on shredder abundance and leaf-litter decomposition in hungarian midland streams. *Polish Journal of Environmental Studies* 20: 1547-1556.
- Kovács, K.; Selmeczy, G. B.; Drávecz, E.; Kucserka, T.; Kacsala, I.; Padisák, J. (2013): A Torna-patak makrozoobentosz együttese a vörösiszap-katasztrófát követő első 12 hónapban. *Hidrológiai Közlöny*. 93: 53-54.
- Kucserka, T., Karádi-Kovács, K.; Vass, M.; Selmeczy, G. B.; Hubai, K. E.; Üveges, V.; Kacsala, I.; Törő, N.; Padisák, J. (2014): Leaf litter decomposition in Torna-stream before and after a red mud disaster. *Acta Biologica Hungarica* 65: 96-106.
- Landeiro, V. L.; Hamada, N.; Godoy, B. S.; Melo, A. S. (2010): Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 649: 355–363.
- Larrañaga, A.; Layer, K.; Basaguren, A.; Pozo, J.; Woodward, G. (2010): Consumer body composition and community structure in a stream is altered by pH. *Freshwater Biology* 55: 670–680.
- Látos, S. (2010): Különböző érdességű felületen nöövő algabevonat klorofill-a tartalmának és fajösszetételének vizsgálata. *Limnológia Tehetséggondozó Műhely Szakmai Fórum*. 2010. június 03.. Veszprém
- Lecerf, A.; Chauvet, E.; Gessner, M. O.; Popescu, C.; Risnoveanu, G. (2007): Decomposition of diverse litter mixtures in streams. *Ecology* 88: 219–227.
- Lecerf, A.; Chauvet, E. (2008): Intraspecific variability in leaf traits strongly affects alder leaf decomposition in a stream. *Basic and Applied Ecology* 9: 598-605.
- Lecerf, A.; Guillaume, M.; Kominoski, J.; LeRoy, C. J.; Bernadet, C.; Swan, M. (2011): Incubation time, functional litter diversity, and habitat characteristics predict litter-mixing effects on decomposition. *Ecology* 92: 160–169.
- Lengyel, E.; Padisák, J.; Stenger-Kovács, C. (2015): Establishment of equilibrium states and effect of disturbances on benthic diatom assemblages of the Torna-stream Hungary. *Hydrobiologia* 750: 43-56.

- Lengyel, E.; Balassa, M. (2010): Makrogerinctelen legelő szervezetek hatása a bentikus kovaalga közösség fajösszetételére és biomasszájára a Torna-patakban; OFKD Környezetbiológia III. szekció, 2010. április 6-7., Sopron
- Lewis, S. W.; Brown, A. V. (2010): Comparative leaf decomposition rates including a non-native species in an urban Ozark Stream. *Journal of the Arkansas Academy of Science* 64: 92-96.
- Liao, C. Z.; Peng, R. H.; Luo, Y. Q.; Zhou, X. H.; Wu, X. W.; Fang, C. M.; Chen, J. K.; Li, B. (2008): Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. *New Phytology* 177:706–714.
- Lindig-Cisneros, R. A.; Zedler, J. B. (2001): Effect of light on *Phalaris arundinacea* L. germination. *Plant Ecology*. 155:75-78.
- Lidman, J. (2015): Decomposition of leaf litter in headwater streams. Effects of changes in the environment and contribution of microbial and shredder activity on litter decomposition. Dept. of Ecology and Environmental Science (EMG) S-901 87 Umeå, Sweden (<http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:825755/FULLTEXT01.pdf>)
- Luidold, S.; Antrekowitsch, H. (2011): Red mud – Hazardous waste or valuable raw material? Proceedings of EMC (European Metallurgical Conference) 3, Düsseldorf, Deutschland: 853–864.
- MacKenzie, S. H.; Kerr, J. H.; Lugosi, P.; Walls, A. (2013): Can't we all just get along? Emotions and the team guiding experience in adventure tourism. *Journal of Destination Marketing and Management* 2 82): 85-93.
- Maltby, L.; Booth, R. (1991): The effect of coal-mine effluent on fungal assemblages and leaf breakdown. *Water Research* 25: 247–250.
- Maltby, L. (1992): Heterotrophic microbes., In P. Calow and G. E. Petts (ed.). *The rivers handbook: hydrological and ecological principles*. vol. 1: 165–187. Blackwell Scientific Publications Ltd., Oxford, United Kingdom
- Manerkar, M. A.; Seena, S.; Bärlocher, F. (2008): Q-RT-PCR for Assessing archaea, bacteria, and fungi. *Microbial Ecology* 56: 467-473.
- Martínez, A.; Descals, E.; Larranaga, A.; Pérez, J.; Pozo, J. (2013): Temperature affects leaf litter decomposition in low-order forest streams: field and microcosm approaches. *Microbiology Ecology* 87: 1-11.
- Martínez, A.; Larrañaga, A.; Pérez, J.; Descals, E.; Pozo, J. (2014): Temperature affects leaf litter decomposition in low-order forest streams: field and microcosm approaches. *FEMS Microbial Ecology* 87: 257–267.

- Martins, R. T.; Melo, A. S.; Goncalves, jr J. F.; Hamada, N. (2015): Leaf-litter breakdown in urban streams of central amazonia: direct and indirect effects of physical, chemical, and biological factors. *Freshwater Science* 34: 716-726.
- Medeiros, A. O.; Pascoal, C.; Graça, M. A. S. (2009): Diversity and activity of aquatic fungi under low oxygen conditions. *Freshwater Biology* 54: 142–149.
- Medina-Villar, S.; Alonso, A.; Vázquez de Aldana, B.; Pérez-Corona, E.; Castro-Díez, P. (2015): Decomposition and biological colonization of native and exotic leaf litter in a Central Spain stream *Limnetica* 34: 293-310.
- Menéndez, M.; Descals, E.; Riera, T.; Moya, O. (2013): Do non-native *Platanus hybrida* riparian plantations affect leaf litter decomposition in streams? *Hydrobiologia* 716: 5-20.
- Merian, E. (1991): Metals and their Compounds in the Environment: Occurrence Analysis and Biological Relevance. UCH Weintrein – New York
- Meyer, J. L.; Johnson, C. (1983): The influence of elevated nitrate concentration on rate of leaf decomposition in a stream. *Freshwater Biology*. 13: 177–183.
- Miersch, J.; Bärlocher, F.; Bruns, I.; Krauss, G. J. (1997): Effects of cadmium, copper, and zinc on growth and thiol content of aquatic hyphomycetes. *Hydrobiologia* 346: 77–84.
- Miersch, J.; Tschimedbalshir, M.; Bärlocher, F.; Grams, Y.; Pierau, B.; Schierhorn, A.; Krauss, G. J. (2001): Heavy metals and thiol compounds in *Mucor racemosus* and *Articulospora tetracladia*. *Mycological Research* 105: 883–889.
- Molinero, J.; Pozo, J.; Gonzalez, E. (1996): Litter breakdown in streams of the Agüera catchment influence of dissolves nutriens and land use. *Freshwater Biology* 36: 745-756.
- Mousseau, T. A.; Milinevsky, G.; Kenney-Hunt, J.; Møller, A. P. (2014): Highly reduced mass loss rates and increased litter layer in radioactively contaminated areas. *Oecologia* 175: 429-437.
- Németh, D. (2011): Legelő puhatestűek táplálkozás vizsgálata laboratóriumban illetve a Csigere-patakon. Szakdolgozat, Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Limnológia Intézeti Tanszék
- Niinemets, Ü. (1999): Differences in chemical composition relative to functional differentiation between petioles and laminas of *Fraxinus excelsior*. *Tree Physiology* 19: 39-45

- Niyogi, D. K.; Lewis Jr., W. M.; McKnight, D. M. (2001) Litter breakdown in mountain streams affected by mine drainage: biotic mediation of abiotic controls. *Ecological Applications* 11: 506–516.
- Niyogi, D. K.; Simon, K. S.; Colin, R. (2003): Breakdown of tussock grass in streams along a gradient of agricultural development in New Zealand. *Freshwater biology* 48: 1698–1708.
- Niyogi, D. K.; Harding, J. S.; Simonc, K. S. (2013): Organic matter breakdown as a measure of stream health in New Zealand streams affected by acid mine drainage. *Ecological Indicators* 24: 510–517.
- Osono, T.; Hagiwara, Y.; Masuya, H. (2011): Effects of temperature and litter type on fungal growth and decomposition of leaf litter. *Mycoscience* 52: 327–332.
- Ostrofsky, M. L. (2007): A comment on the use of exponential decay models to test non-additive processing hypotheses in multi-species mixtures of litter. *Journal of the North American Benthological Society* 23: 23-27.
- Pascoal, C.; Cássio, F.; Gomes, P. (2001): Leaf breakdown rates: a measure of water quality? *International Review of Hydrobiology* 86: 407–416.
- Pascoal, C.; Pinho, M.; Cássio, F.; Gomes, P. (2003): Assessing structural and functional ecosystem condition using leaf breakdown: studies on a polluted river. *Freshwater Biology* 48: 2033–2044.
- Pascoal, C.; Cássio, F. (2004): Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. *Applied and Environmental Microbiology* 70: 5266–5273.
- Pascoal, C.; Marvanová, L.; Cássio, F. (2005): Aquatic hyphomycete diversity in streams of Northwest Portugal. *Fungal Diversity* 19:109–128.
- Patricio, M. S.; Nunes, L. F.; Pereira, E. L. (2012): Litterfall and litter decomposition in chestnut high forest stands in northern Portugal. *Forest Systems* 21: 259-271.
- Patrick, C. J. (2013): The effect of shredder community composition on the production and quality of fine particulate organic matter. *Freshwater Science* 32: 1026-1035.
- Pék, A. (2010): Egy dombvidéki kisvízfolyás ökológiai állapotának felmérése. Szakdolgozat, Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Limnológia Intézeti Tanszék
- Pereira, A.; Trabulo, J.; Fernandes, I.; Pascoal, C.; Cássio, F.; Duarte, S. (2016): Spring stimulates leaf decomposition in moderately eutrophic stream *Aquatic Sciences*: DOI: 10.1007/s00027-016-0490-3

- Pérez, J.; Descals, E.; Pozo, J. (2012): Aquatic hyphomycete communities associated with decomposing alder leaf litter in reference headwater streams of the Basque Country (northern Spain) *Microbial Ecology* 64: 279–290.
- Petersen, R. C.; Cummins, K. W. (1974): Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology* 4: 343–368.
- Pietikäinen, J.; Pettersson, M.; Bââth, E. (2005): Comparison of temperature effects on soil respiration and bacterial and fungal growth rates. *FEMS Microbiology Ecology* 52: 49–58..
- Pozo, J. (1993): Leaf litter processing of alder and eucalyptus in the Agüera stream system (North Spain). I. Chemical changes. *Archiv für Hydrobiologie* 127: 299–317.
- Pozo, J.; Basaguren, A.; Elozegi, A.; Molinero, J.; Fabre, E.; Chauvet, E. (1998): Afforestation with *Eucalyptus globulus* and leaf litter decomposition in streams of northern Spain. *Hydrobiologia* 374: 101–109.
- Quinn, J. M.; Burrell, G. P.; Parkyn, S. M. (2000): Influences of leaf toughness and nitrogen content on in-stream processing and nutrient uptake by litter in a Waikato, New Zealand, pasture stream and streamside channels. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 34: 253 – 271.
- Rajashekar M, Kaveriappa KM (2000) Effects of temperature and light on growth and sporulation of aquatic hyphomycetes. *Hydrobiologia* 441:149–153
- R Development Core Team (2014): A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. <http://www.R-project.org>
- Rader, R. B.; McArthur, J. V.; Aho, J. M. (1994): Relative importance of mechanisms determining decomposition in a southeastern blackwater stream. *The American Midland Naturalist Journal* 132: 19–31.
- Rajashekhar, M.; Kaveriappa, K. M. (2000): Effects of temperature and light on growth and sporulation of aquatic hyphomycetes. *Hydrobiologia* 441: 149–153.
- Rippert, Sz. (2010): Kérész fajok keltetése laboratóriumi körülmények között. *Limnológia Tehetséggondozó Műhely Szakmai Fórum*, 2010. június 03., Veszprém
- Rosset, J.; Bärlocher, F. (1985): Aquatic hyphomycetes. *Transactions of the British Mycological Society* 84: 137–145.
- Royer, T. V.; Minshall, W. G. (2001): Effects of nutrient enrichment and leaf quality on the breakdown of leaves in a hardwater stream. *Freshwater Biology* 46: 603–610.

- Schäfer, R. B.; Caquet, T.; Siimes, K.; Mueller, R.; Lagadic, L.; Liess, M. (2007): Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural streams of three biogeographical regions in Europe. *Science of the Total Environment* 382: 272–285.
- Schindler, M. H.; Gessner, M. O. (2009): Functional leaf traits and biodiversity effects on litter decomposition in a stream. *Ecology* 90: 1641–1649.
- Sierra, C. A.; Müller, M. (2015): A general mathematical framework for representing soil organic matter dynamics. *Ecological Monographs* 85: 505–524.
- Sigee, D. (2005): *Freshwater Microbiology: Biodiversity and Dynamic Interactions of Microorganisms in the Aquatic Environment*. ISBN: 978-0-471-48529-2, John Wiley & Sons, New York, USA
- Sokolova, I. M.; Lannig, G. (2008): Interactive effects of metal pollution and temperature on metabolism in aquatic ectotherms: implications of global climate change. *Climate Research* 37: 181-201.
- Spänhoff, B.; Augspurger, C.; Keusel, K. (2007): Comparing field and laboratory breakdown rates of coarse particulate organic matter: sediment dynamics mask the impacts of dissolved nutrients on CPOM mass loss in streams. *Aquatic Science* 69: 495-502.
- Sridhar, K. R.; Krauss, G.; Bärlocher, F.; Raviraja, N. S.; Wennrich, R.; Baumbach, R. (2001): Decomposition of alder leaves in two heavy metal polluted streams in Central Germany. *Aquatic Microbial Ecology* 26: 73-80.
- Stenger- Kovács, Cs.; Padisák, J.; Bíró, P. (2006): Temporal variability of *Achnanthes minutissimum* (Kützinger) Czarnecki and its relationship to chemical and hydrological features of the Torna-stream, Hungary. In: Ács É.; Kiss, K. T.; Padisák, J.; Szabó, K. É. (eds) 6th International Symposium on Use of Algae for monitoring rivers. 133-138. ISBN 963 06 0497 3
- Steward, B. S.; Davies, B. R. (1989): The influence of different litter bag design on the breakdown of leaf material in a small mountain stream. *Hydrobiologia* 183: 173-177.
- Stout, R. J. (1989): Effects of condensed tannins on leaf processing in mid-latitude and tropical streams: a theoretical approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46: 1097- 1106.
- Suberkropp, K. (1984): Effect of temperature on seasonal occurrence of aquatic hyphomycetes. *Transactions of the British Mycological Society* 82: 53–62.

- Suberkropp, K. (1992): Interactions with invertebrates. In: Felix Bärlocher (ed.): *The Ecology of Aquatic Hyphomycetes Ecological Studies 94*: 118-134., Springer Verlag, Berlin Heidelberg
- Suberkropp, K. (2001): Fungal growth, production, and sporulation during leaf decomposition in two streams. *Applied and Environmental Microbiology* 67: 5063-5068.
- Suberkropp, K.; Chauvet, E. (1995): Regulation of leaf breakdown by fungi in streams: influences of water chemistry. *Ecology*. 76: 1433-1445.
- Suberkropp, K.; Godshalk, G. L.; Klug, M. J. (1976): Changes in the chemical composition of leaves during processing in a woodland stream. *Ecology* 57: 720-727.
- Tarrant, E.; Nine, A.; Powers, L.; Heth, R. K. (2009): Decomposition Rate and Community Structure of Leaf-packs in an Urban and Rural Stream in Southwestern Missouri. *Transactions of the Missouri Academy of Science* 43: 39-45.
- Taylor, B. R.; Parkinson, D. (1987): A new microcosm approach to litter decomposition studies. *Canadian Journal of Botany* 66: 1933-1939.
- Taylor, B. R.; Bärlocher, F. (1996): Variable effects of air-drying on leaching losses from tree leaf litter. *Hydrobiologia* 325: 173–182.
- Teke, G. (2011): PERIDAT online internetes adatbázis tervezése, létrehozása és alkalmazása patakok ökológiai állapotának meghatározásához. Diplomadolgozat, Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Limnológia Intézeti Tanszék
- Teke, G.; Lengyel, E.; Biró, R.; Stenger-Kovács, C.; Padisák, J.; Hajnal, É. (2011): Fajgazdagság és mintavétel összefüggésének vizsgálata a PERIDAT on-line perifiton adatbázis segítségével. *Hidrológiai Közlöny* 91(6): 98-100.
- Tonin, M.; Hepp I, L. U. (2011): Effects of nitrate enrichment on leaf litter decomposition *Acta Limnologica Brasiliensia* 23: 86-94.
- Üveges, V.; Stenger- Kovács, Cs.; Padisák, J. (2008): Preliminary studies on the photosynthetic activity of benthic stream algae. 2nd Central European Diatom Meeting. 12-15. June 2008. Italy, Trento
- Üveges, V.; Stenger- Kovács, Cs.; Padisák, J. (2009): Photosynthetic activity of epilithic diatoms on natural and modified stream sections of the Torna stream (Hungary). 3rd Central European Diatom Meeting, 26-29. March 2009. The Netherlands, Utrecht
- Üveges, V.; Lengyel, E.; Padisák, J. (2010): Seasonal change in the taxonomic composition and photosynthetic activity of epilithic algal communities in a small Hungarian stream. 4th Central European Diatom Meeting. 12-14. March 2010. Germany, Reichenau

- Üveges, V. (2010): Bentikus és planktonikus algaközösségek fotoszintézisének karakterisztikái. Doktori (PhD) értekezés, Pannon Egyetem, Kémiai- és Környezettudományi Doktori Iskola
- Üveges, V.; Andirkó, V.; Ács, A.; Biró, R.; Drávecz, E.; Hajnal, É.; Havasi, M.; Hubai, K. E.; Kacsala, I.; Kovács, K.; Kovács, N.; Kucserka, T.; Lengyel, E.; Matulka, A.; Selmeczy, G. B.; Stenger-Kovács, Cs.; Szabó, B.; Teke, G.; Vass, M.; Padisák, J. (2011): A vörösiszap katasztrófa hatása a Torna-patak és a Marcal élővilágára, a regeneráció első időszaka. *Economica*. 4: 95-139.
- Vágvolgyi, Z. (2011): A vörösiszap katasztrófa környezeti hatásai, kárelhárítási folyamata, alkalmazott módszerei. *Hadmérnök* 6: 261-275.
- Vass, M.; Révay, Á.; Kucserka, T.; Hubai, K.; Üveges, V.; Kovács, K.; Padisák, J. (2013): Aquatic Hyphomycetes as survivors and/or first colonizers after a red sludge disaster in the Torna-stream, Hungary. *International Review of Hydrobiology* 98: 217-224.
- Venables, W. N. and Ripley, B. D. (2002) *Modern Applied Statistics with S*. Fourth edition. Springer.
- Veress, D. C. (1996): Devecser évszázadai, Devecser Nagyközség Önkormányzata
- Wallace, J. B.; Whiles, M. R.; Eggert, S.; Cuffney, T. F.; Lugthart, G. J.; Chung, K. (1995): Long-term dynamics of coarse particulate organic matter in three Appalachian Mountain streams. *Journal of the North American Benthological Society* 14: 217–232.
- Wallace, J. B.; Eggert, S. L.; Meyer, J. L.; Webster, J. R. (1997): Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277: 102-104.
- Webster, J. R.; Benfield, E. F. (1986) Vascular plant breakdown in freshwater systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 567-594.
- Wieder, R. K.; Lang, G. E. (1982): A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology* 63: 1636-1642.
- Witkowski, E. T. F. (1991): Effects of invasive alien acacias on nutrient cycling in the coastal lowlands of the Cape Fynbos. *Journal of Applied Ecology*. 28: 1–15.
- Wood-Eggenschwiler, S.; Bärlocher, F. (1985): Geographical distribution of Ingoldian fungi. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für Limnologie*. 22: 2780– 2785.
- Woodward, G.; Gessner, M. O.; Giller, P. S.; Gulis, V.; Hladysz, S.; Lecerf, A.; Malmqvist, B.; McKie, B. G.; Tiegs, S. D.; Cariss, H.; Dobson, M.; Eloseg, A.; Ferreira, V.; Graça, M. A. S.; Fleituch, T.; Lacoursière, J. O.; Nistorescu, M.; Pozo, J.; Risnoveanu, G.; Schindler, M.; Vadineanu, A.; B-M Vought, L.; Chauvet, E. (2012): Continental-

Scale Effects of Nutrient Pollution on Stream Ecosystem. *Functioning Science* 336: 1438.

Wright, M. S.; Covich, A. P. (2005): The effect of macroinvertebrate exclusion on leaf breakdown rates in a tropical headwater stream. *Biotropica* 37: 403-408.

Young, R. G.; Matthaei, C. D.; Townsend, C. R. (2008): Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of the North American Benthological Society* 27: 605–625.

10. Tudományos tevékenység adatai

Publikációk	<u>Az értekezés témájához kapcsolódó idegen nyelvű közlemények</u> Vass, M.; Révay, Á.; Kucserka, T.; Hubai, K.; Üveges, V.; Kovács, K.; Padisák, J. (2013): Aquatic Hyphomycetes as survivors and/or first colonizers after a red sludge disaster in the Torna stream, Hungary. <i>International Review of Hydrobiology</i> 98:(4) 217-224. Q3, IF: 1,013 Kucserka, T.; Karádi-Kovács, K.; Vass, M.; Selmeczy, G. B.; Hubai, K. E.; Üveges, V.; Kacsala, I.; Törő, N.; Padisák, J. (2014): Leaf litter decomposition in Torna-stream before and after a red mud disaster. <i>Acta Biologica Hungarica</i> 65: 96-106. Q3, IF: 0,504 Hubai, K. E.; Kucserka, T.; Karádi-Kovács, K.; Vass, M.; Kósa, Á.; Honti, M.; Padisák, J. (2017): Decoupling shredder activity and physical abrasion in leaf litter decomposition process: experiments in the Torna-stream (Hungary) affected by red-sludge disaster. <i>Hydrobiologia</i> 785:(1) 233-248. Q1, IF: 2,051 <u>Az értekezés témájához kapcsolódó magyar nyelvű közlemények</u> Üveges, V.; Andirkó, V.; Ács, A.; Bíró, R.; Drávecz, E.; Hajnal, E.; Havasi, M.; Hubai, K. E.; Kacsala, I.; Kovács, K.; Kovács, N.; Kucserka, T.; Lengyel, E.; Matulka, A.; Selmeczy, G. B.; Stenger-Kovács, Cs.; Szabó, B.; Teke, G.; Vass, M.; Padisák, J. (2011): A vörösiszap katasztrófa hatása a Torna-patak és a Marcal élővilágára, a regeneráció első időszaka. <i>Economica</i> 4:(12) 95-139. Vass, M.; Kucserka, T.; Hubai, K. E.; Kovács, K.; Üveges, V.; Padisák, J.; Révay, Á. (2012): Ingold-féle gombák jelenléte a Torna-patak természetes és vörösiszappal érintett szakaszán. <i>Hidrológiai Közlöny</i> 92:(5-6) pp. 85-88. Vass, M.; Révay, Á.; Kucserka, T.; Hubai, K.; Kovács, K.; Üveges, V.; Padisák, J. (2012): Vörösiszapár hatása vízi avarlebontó mikrogombákra. <i>Mikológiai Közlemények – Clusiana</i> 51:(1) 89-91. Kósa, Á.; Kacsala, I.; Németh, D.; Hubai, K. E.; Padisák, J. (2015): Vízhőmérséklet hatása az avarlebomlás sebességére. <i>Hidrológiai Közlöny</i> 95:(5-6) 32-35. <u>Egyéb idegen nyelvű közlemények:</u> Eck-Varanka, B.; Kovács, N.; Hubai, K.; Paulovits, G.; Ferincz, Á.; Horváth, E. (2015): Genotoxic effect of <i>Lythrum salicaria</i> extract determined by the mussel micronucleus test. <i>Acta Biologica Hungarica</i> 66:(4) 476-479. Q3, IF: 0,56 Eck-Varanka, B.; Kovács, N.; Hubai, K.; Paulovits, G.; Ferincz, Á.; Horváth, E. (2016): Screening potential genotoxic effect of aquatic plant extracts using the mussel micronucleus test. <i>Journal of Coastal Life Medicine</i> 4:(1) 36-38.
-------------	--

	<u>Egyéb magyar nyelvű közlemények:</u> Hubai, K.; Kovács, K.; Padisák, J. (2009): Balaton-felvidéki időszakos tavaeskák fizikai és kémiai paramétereinek vizsgálata, természetvédelmi értéke. Hidrológiai Közlöny 89:(6) 119-121. Hubai, K. E.; Kacsala, I.; Karádi-Kovács, K.; Németh, D.; Selmeczy, G. B. (2013): Mi történik a vízbe hulló avarral? Iskolakultúra 23:(12) 109-117 Vass, M.; Magyar, D.; Padisák, J.; Hubai, K. E. (2013): Faodvak: az ökológusok öröme, a fák gyötrelme. Iskolakultúra:(12) 95-100. Bakonyi, K.; Hubai, K. E.; Tóth, F.; Padisák, J. (2014): A Nagyteveli-tározó parti sávjának értékelése at Integrált Makrofita Index (IMMI) és a Partvonal Funkcionalitási Index (SFI) alapján. Hidrológiai Közlöny 94:(5-6) 14-17. Bakonyi, K.; Hubai, K. E.; Tóth, F. (2014): A természetes partszakaszok megőrzésének fontossága. Iskolakultúra 11-12: 76-86. Bárdos, G.; Hubai, K. E.; Padisák, J.; Bókony, V.; Balogh, Cs. (2014): A balatoni amuri kagyló (<i>Sinanodonta woodiana</i>) és a kis tavi kagyló (<i>Anodonta anatina</i>) szűrésének összehasonlítása. Ecology of Lake Balaton/ A Balaton ökológiája 2:(1) 51-61. . Hubai, K. E. (2014): "Üvegházhatás a PET-palackban", avagy hogyan mutassuk be az üvegházhatást a tanteremben. Iskolakultúra 11-12: 69-75. Szalay, Gy.; Hubai, K. E.; Padisák, J. (2014): A Kab-hegyi időszakos kistavak fitoplankton közösségének jellemzői. Hidrológiai Közlöny 94:(5-6) 82-85. Lengyel, E.; Hubai, K. E.; Padisák, J. (2015): Kab-hegyi időszakos sekély tavak hidrobiológiai kutatásának története. Hidrológiai Közlöny 95:(5-6) 42-44. Padisák, J.; Stenger-Kovács, Cs.; Lázár, D.; Hubai, K. E.; Némcová, Y.; Magyar, D.; Vass, M.; Trájer, A. J.; Tánczos, B.; Hammer, T.; Lengyel, E. (2015): A kisvízes ökoszisztémák prediktív értéke a klímaváltozás hatásainak megértésében és jelentőségük a biodiverzitás megőrzésében. Magyar Tudomány 5: 559-567.
Prezentációk	<u>Az értekezés témájához kapcsolódó magyar nyelvű prezentációk</u> Padisák, J.; Üveges, V.; Kovács, K.; Hubai, K. E.; Kucserka, T.; Selmeczy, G. B.: A felszíni vizek terhelése rövid és hosszabb időtávon. Vörösiszap katasztrófa: következmények és tapasztalatok MTA & Országos Katasztrófavédelmi Főigazgatóság 2011.03.01. Budapest Előadás Üveges, V.; Hubai, K. E.; Kovács, K.; Kucserka, T.; Andirkó, L.; Matulka, A.; Padisák, J.: A vörösiszap-szennyezés hatása a Torna-patak és a Marcal vizének fizikai és kémiai paramétereire és élővilágára 6. Téli Ásványtudományi Iskola Balatonfüred 2011. 01. 21–22. Előadás Hubai K. E.: A Torna-patak és a Marcal folyó limnológiai paramétereinek vizsgálata a vörösiszapár után Pannon Tehetségnap 2011. 05. 16. Veszprém Előadás Kucserka, T.; Kovács, K.; Vass, M.; Hubai, K. E.; Üveges V.; Kacsala, I.; Törő N.;

	Padisák J.: Avarlebontás vizsgálata hazai patakokban a vörösiszap katasztrófa előtt és után. LIII. Hidrobiológus Napok 2011. október 5-7. Tihany Poszter Vass, M.; Kucserka, Tamás, Hubai, K.; Kovács, K.; Üveges, V.; Padisák, J.; Révay, Á.: Ingold-féle gombák jelenléte a Torna-patak természetes és vörösiszappal érintett szakaszán. LIII. Hidrobiológus Napok 2011. október 5-7. Tihany Poszter Vass, M.; Révay, Á.; Kucserka, T.; Hubai, K.; Kovács, K.; Üveges V.; Padisák, J.: Vörösiszapár hatása vízi avarlebontó mikrogombákra. V. Magyar Mikológiai Konferencia 2012.05.23-25. Budapest Poszter Hubai, K. E.; Kucserka, T.; Vass, M.; Padisák, J.: Avarlebomlás vizsgálata hazai kisvízfolyásban. LIV. Hidrobiológus Napok 2012.10.03-05. Tihany Előadás Kósa, Á.; Kacsala, I.; Németh, D.; Hubai, K. E.; Padisák, J. Vízhőmérséklet hatása az avarlebomlás sebességére. LVI. Hidrobiológus Napok 2014.10.1-3. Tihany Poszter <u>Az értekezés témájához kapcsolódó idegen nyelvű prezentációk</u> Kucserka, T.; Kovács, K.; Vass, M.; Selmeczy, G. B.; Hubai, K.; Üveges, V.; Kacsala, I.; Törő, N.; Padisák, J.: Leaf litter decomposition in Hungarian midland streams before and after the red sludge disaster. 6th International Meeting on Plant Litter Processing in Freshwaters 2011 július 26-30. Krakkó Poszter Vass, M.; Kucserka, T.; Hubai, K.; Üveges, V.; Kovács, K.; Padisák, J.: Ingoldian fungi: survivors or the first colonizers? – the Torna stream after the red sludge disaster in Hungary. 6th International Meeting on Plant Litter Processing in Freshwaters 2011 július 26-30. Krakkó Poszter <u>A Szerző egyéb magyar nyelvű prezentációi:</u> Hubai, K.; Tóth, F.; Üveges, V.; Padisák, J.: SFI (Lake Shorezone Functionality Index) alkalmazása a Balaton esetében. Nádműveléssel, vízpart-rehabilitációval kapcsolatos egyeztetés. 2011. 03. 25. Siófok Előadás Hubai, K. E.: Égig érő tanterem: A Közép-Dunántúli Régió pedagógusképzését segítő szolgáltató és kutatóhálózat kialakítása, Mentor képzés a PE MFTK szervezésében 2011. július 4-6. Veszprém Előadás Hubai, K. E.; Szalay, Gy.; Padisák, J.: Kab-hegyi kistavak limnológiai sajátosságainak vizsgálata és természeti értékeinek bemutatása. VII. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia 2011. 11. 3-6 Debrecen Poszter Bárdos, G.; Hubai, K. E.; Padisák, J.: Amuri kagyló (<i>Anodonta woodiana</i>) filtrációs kapacitása, összefüggése az inváziós képességgel. IX. Makroszkópikus Vízi gerinctelenek Kutatási Konferencia 2012.04.12-14. Gyula Poszter Bárdos, G.; Hubai, K. E.; Padisák, J.: Az amuri kagyló (<i>Anodonta woodiana</i>) filtrációs kapacitásának hőmérséklet függése LIV. Hidrobiológus Napok 2012.10.03-05. Tihany Poszter Szalay, Gy., Hubai, K. E.: A Kab-hegyi időszakos kistavak fitoplankton közösségének szezonális vizsgálata. LV. Hidrobiológus Napok 2013.10.02-04. Tihany Poszter Bakonyi, K.; Hubai, K. E.; Tóth, F.; Padisák, J.: Nagyteveli-tározó parti sávjának
--	---

	értékelése az Integrált Makrofita Minősítési Index (IMMI) és a Partvonal Funkcionalitási Index (SFI) alapján. LV. Hidrobiológus Napok 2013.10.02-04. Tihany Előadás Lengyel, E.; Hubai, K. E.; Padisák, J.: Kab-hegyi időszakos sekély tavak hidrobiológiai kutatásának története. LVI. Hidrobiológus Napok 2014.10.1-3. Tihany Poszter Eck-Varanka, B.; Horváth, E.; Kovács, N.; Hubai, K.; Paulovits, G.; Ferincz, Á.: Vízi növények genotoxikus karakterének vizsgálata kagyló mikronukleusz teszttel. 10. Magyar Ökológus Kongresszus 2015.08.12-14. Veszprém Poszter <u>A Szerző egyéb idegen nyelvű prezentációi:</u> Hubai, K. E.; Tóth, F.; Üveges, V.; Padisák, J.: Evaluation of integrity of shoreline of Lake Balaton by the Shorezone Functionality Index (SFI). Conference on „Ecological problems of tourist lakes”. 2011. június 20-23. Tihany Előadás Tóth, F.; Hubai, K.; Üveges, V.: Evaluation of the shorezone of Lake Balaton using Shorezone Functionality Index. EULAKES Meeting and Science Day 2011.11.28-30. Bécs Poszter Tóth, F.; Hubai, K. E.; Üveges, V.: Evaluation of the shorezone of Lake Balaton using Shorezone Functionality Index (SFI). 3rd European Large Lakes Symposium 2012.10.08-12. Konstanz Előadás Bárdos, G.; Hubai, K. E.: The filtration capacity of the Chinese pond mussel (<i>Anodonta woodiana</i>) dependence on temperature. 3rd European Large Lakes Symposium 2012.10.08-12. Konstanz Poszter
--	---

11. Eredmények tézisszerű összefoglalása

11. 1. Avarlebomlás vizsgálata a vörös iszap katasztrófát követően

11. 1. 1. A nyers adatok elemzése során kiderült, hogy az avar tömegcsökkenési görbéje a POST kísérlet esetén nem követi az általánosan elterjedt exponenciális lebomlási görbe lefutását: a kioldódási szakaszt követően a fogyási görbe lineárisává válik. Emiatt feltételezhető volt, hogy a lineáris szakaszban az avar tömegének csökkenése a fizikai kopás, a kisodródás, és a lebontó mikrogombák tevékenységének eredménye, amit az is bizonyított, hogy a POST utolsó fázisában, az aprítók megjelenését követően a fogyási görbe ismét exponenciális lefutásúvá vált.

11. 1. 2. A 11. 1. 1. pontban leírt okok miatt egy új lebomlási modell kidolgozására volt szükség. A kidolgozott modell megadja a lebomlás 3 részfolyamatában: fizikai aprózódásból, kioldódásból és mikrobiális mineralizációból, aprító makrogerinctelenek tevékenységéből, és az alap lebomlásból tapasztalható tömegvesztés mértékét. Az aprítók egyedszámát megjelenésüktől kezdve egy konstans értéknek tekinti. A modell küszöbértékeket is tartalmaz, mivel az avarlebomlás folyamatában a rendelkezésre álló források limitálhatnak. Amennyiben a tömeg a küszöbérték alá csökken, akkor az adott folyamatból eredő tömegvesztesség lelassul. A modell megalkotásához Bayesian kalibrációt használtunk, mely tényleges terepi mért adatokon alapul. A modell kalibrálása három kísérlet alapján történt (POST, POSTRE, POSTREF), melyeket a Torna-patakban végeztem. A modell a legvalószínűbb bomlási együtthatók valamint az együtthatók bizonytalanságának a meghatározására Markov-lánc Monte-Carlo (MCMC) mintavételt használ.

11. 1. 3. Egyes fajok lebomlási együttható értékei a POST-ban (2011) a fele/harmada volt annak az értéknek, amit a POSTRE (2012), a POSTREF (2012) során meghatároztunk valamint melyeket a szakirodalomban leírtak, de magasabbak voltak azoknál az értékeknél melyeket makrogerinctelen kizárásos módszerrel határoztak meg.

11. 1. 4. A lebomlási ráták 2011-ben a POST kísérletben voltak a legalacsonyabbak, ennél magasabb mértékűek voltak 2012-ben a POSTRE, és a POSTREF kísérletek során, azonban az értékek a POSTRE valamint a POSTREF során hasonlóak voltak. Nem találtam szignifikáns kapcsolatot a POST, POSTRE és POSTREF során kapott bomlási együtthatók között (Kruskal-Wallis $\chi^2 = 4,3704$; $df = 2$; p -érték = 0,1125). A modell által számolt bomlási

együtthatók esetében hasonlóan a kísérlethez 2011-ben a POST-ban voltak a legalacsonyabbak az értékek, ennél magasabb mértékűek voltak a bomlási együtthatók 2012-ben a POSTRE, és a POSTREF során, azonban az értékek a POSTRE valamint a POSTREF során hasonlóak értékűek voltak. Ebben az esetben sem kaptam szignifikáns összefüggést az egyes kísérletek és a bomlási együtthatók között (Kruskal-Wallis $\chi = 3,821$; $df = 2$; p -érték = 0,148).

11. 2. Avarlebomlás ütemének vizsgálata különböző hőmérsékletű patakokban

11. 2. 1. Az avarbomlási együtthatók alapján a planktonhálós és a nagyobb lyukbőségű zsákok ($\varnothing = 3\text{mm}$) esetében mind a három vizsgált avartípus (*Alnus glutinosa*, *Populus* sp., *Salix alba*) a legmagasabb vízhőmérsékletű, lassabban a közepes vízhőmérsékletű, leglassabban a legalacsonyabb vízhőmérsékletű helyszínen bomlott el. Egyetlen kivétel a nyár avar, melynél a planktonhálós avarzsákból a közepes mintavételi helyszínen fogyott el az avar. A kezdeti gyors tömegvesztés a legmagasabb vízhőmérsékletű helyszínen volt a legmagasabb. Megállapítható, hogy magasabb hőmérséklet gyorsította az avar lebomlás ütemét, mivel hatására gyorsulhattak a kémiai folyamatok, fokozódhatott a biológiai aktivitás, emelkedett a kezdeti kioldódás mértéke és a mikrobiológiai lebontás sebessége. Szignifikáns kapcsolatot találtam a bomlási együttható értéke a vízhőmérséklet kategóriák (hideg; közepes; meleg) között (nagy lyukbőségű zsák: Kruskal-Wallis $\chi = 24,1209$, $df = 2$, p -érték < 0,05; planktonháló zsák: Kruskal-Wallis $\chi = 20,0674$, $df = 2$, p -érték < 0,05)

11. 2. 2. A nagyobb lyukbőségű zsákokban ($\varnothing = 3\text{mm}$) a legmelegebb helyszínen mértem a legnagyobb ergoszterol mennyiséget mind a három avarnál. A planktonhálós zsákokban ($\varnothing = 100\mu\text{m}$) a legmagasabb ergoszterol koncentrációt a közepes hőmérsékletű mintavételi helyszínen határoztam meg a fűz- és a nyáravarnál, míg az égeravar esetében a magasabb vízhőmérsékletű helyszínen. Azonban a planktonhálós zsákok esetében az avarfogyás mértéke a melegebb patakszakaszon volt a legmagasabb minden vizsgált avar esetében. Az eredmények alapján megállapítható, hogy mikrobiális lebontók aktivitása a hőmérséklet emelkedésével növekszik, ezért alacsonyabb biomassa mellett a mikrobiális lebontásból származó tömegvesztés mértéke a magasabb hőmérséklet hatására emelkedik. Nagyobb lyukbőségű zsákok esetében az adatok standardizálását követően a lineáris regresszióval felépített modellből az Akaike- féle információs kritériummal (AIC) az ergoszterol koncentrációval legjobban összefüggő adatok a vízmélység, az m- lúgosság, a foszfát- és ammónium koncentráció. Azonban szignifiáns összefüggés ezen paraméterek közül csak az

ammónium koncentráció és az ergoszterol koncentráció között volt (ANOVA $F=13,8092$; $df=1$; $p\text{-érték}<0,05$). Planktonhálós zsákok esetében az ergoszterol koncentrációval legjobban összefüggő paraméterek a víz hőmérséklet, az oldott oxigén koncentráció, m-lúgosság, a kémiai oxigénigény, szulfát- és nitrit koncentráció. Szignifikáns összefüggés az ergoszterol koncentráció és a víz hőmérséklet (ANOVA $F=16,6598$; $df=1$; $p\text{-érték}<0,05$), az ergoszterol koncentráció és a szulfát koncentráció között (ANOVA $F=6,3126$; $df=1$; $p\text{-érték}<0,05$), valamint az ergoszterol koncentráció és a nitrit koncentráció között (ANOVA $F=4,9894$; $df=1$; $p\text{-érték}<0,05$).

11. 3. Invazív és idegenhonos fajok avarlebonlásának vizsgálata

11 3. 1. A nem őshonos fajok bomlási együtthatója magasabb értékű volt, mint az őshonos fajoké a Torna-patakban Devecsernél és Ajka-Tósokberéndnél is. Nem találtam szignifikáns összefüggést a két helyszín és a bomlási együtthatók között (ANOVA $F=0,613$; $df=1$; $p\text{-érték}=0,435$). Azonban szignifikáns volt az összefüggés a bomlási együttható és a fafaj között (ANOVA $F=16,38$; $df=5$; $p\text{-érték}<0,05$), valamint a fafaj típusa (invazív, idegenhonos, vagy őshonos) és a bomlási együttható között (ANOVA $F=25,84$; $df=1$; $p\text{-érték}<0,05$). Az akác (*Robinia pseudoacacia*) avar a várt eredményekkel ellentétben az őshonos fajokéhoz hasonló értékű lebomlási együtthatóval rendelkezett, aminek magyarázata az akáclevél felépítése, minthogy összetett levél esetében a levélnyél hatással van a lebomlás sebességére.

12. Results of the studies

12. 1. Leaf litter decomposition after red sludge disaster

12. 1. 1. Lack of macroinvertebrates distorts the decomposition decay curve. In absence of macroinvertebrates leaf litter mass loss did not follow the exponential curve common in the literature since after the initial dissolution stage a linear decrease appeared. Therefore, we supposed that leaf litter mass was reduced only by physical abrasion and the maceration effect of aquatic hyphomycetes. After the colonization by macroinvertebrates in the last stages of the experiments certain leaf litter begun to decay exponentially.

12. 1. 2. For description of the decay kinetics in 12. 1. 1. a leaf mass loss model was developed. It is based on the concept that leaf litter decomposition can be partitioned into different processes and each process has a decomposition rate (k), and total decomposition can be calculated as the sum of the losses attributable the each process. Shredder growth was not modelled and the individual mass of invertebrates was assumed to be constant throughout the simulations. The rate of litter decomposition driven by shredders was calculated only when macroinvertebrates were found in litter-bags. In the leaf decomposition process thresholds values indicate the availability limits of resources. The threshold value of a contributing process was defined as a value till the mass could decreases if one decomposition process contributes to decomposition if the starting mass is 10 g. Under the threshold, the given part of the decomposition process is negligibly slow. We used Bayesian calibration to learn about the model parameters based on the observed data. The model was calibrated using data from three experiments (POST, POSTRE, POSTREF). In the developed model, Markov chain Monte Carlo sampling was used to estimate the most probable decomposition parameters of different leaves and their uncertainty.

12. 1. 3. The decay rates of exanimated species in POST (2011) were half/third of the values which were calculated in POSTRE (2012), and in POSTREF (2012), and were slower than most values were reported in literature but higher than those that identified in shredder exclusion experiments.

12. 1. 4. The decomposition rates in 2011 in POST reached lower values than in 2012 in POSTRE, and in POSTREF, but the values in POSTRE were similar to values in POSTREF.). The model provided similar results: the decay rates in POST were lower than in POSTRE and

POSTREF, and rates in POSTRE were similar to rates in POSTREF. I didn't find significant correlation between decomposition rates of POST, POSTRE és POSTREF (Kruskal-Wallis $\chi^2 = 4,3704$; $df = 2$; $p\text{-value} = 0,1125$). The results from the model gave the same trend the lowest decomposition rates was in 2011 in POST, faster was the decomposition in 2012 in POSTRE, and a POSTREF, but in POSTRE and in POSTREF the decay rate was similar I didn't find significant correlation between POST, POSTRE and POSTREF (Kruskal-Wallis $\chi^2 = 3,821$; $df = 2$; $p\text{-value} = 0,148$)

12. 2. Leaf breakdown in streams with different water temperature

12. 2. 1. Decomposition rates of the used leaf types (*Alnus glutinosa*, *Populus* sp., *Salix alba*) were the highest at the warmest sampling site in the 3x3 mm mesh size leaf bags. Values were lower at medium water temperature sampling site and the lowest at „cold” stream section. In plankton net leaf bags that for exclude macroinvertebrates the alder and willow leaves decay rates were the highest at “warmest” sampling site, and the lowest were at “coldest temperature” stream section. The poplar leaf litter decay rate was the highest at “medium temperature” sampling site and it was the slowest at “cold” sampling point. These results support that different sub-processes of the decay are differently influenced by temperature and leaf litter type also has an influence on the temperature dependence. Weight loss was the fastest in leaching period at the highest temperature. Based on the result was concluded that elevated water temperatures may accelerate the chemical processes, increase biological activity and enhance the mass loss from leaching and microbial decomposition. Significant correlation was found between mesh size and decomposition rate (Kruskal-Wallis $\chi^2 = 28,9478$; $df = 1$; $p\text{-value} = 7,435 \cdot 10^{-08}$). In different leafbags I found significant correlation between water temperature and decay rate (in small mesh size bags: Kruskal-Wallis $\chi^2 = 20,0674$, $df = 2$, $p\text{-value} < 0,05$; in large mesh size leafbags: Kruskal-Wallis $\chi^2 = 24,1209$, $df = 2$, $p\text{-value} < 0,05$).

12. 2. 2. In large mesh size ($\varnothing = 3\text{mm}$) leaf bags the ergosterol maximum was observed at „warmest” stream section. The highest ergosterol values were measured in poplar and willow in plankton net bags ($\varnothing = 100\mu\text{m}$) at the „medium temperature” stream site, and in alder plankton net bags at „warmest” sampling site. However, in case of plankton net bags the decay rates were the highest at “warmest” sampling site for all leaf types. On basis of the results it was concluded that the microbial activity increases with temperature and therefore at lower biomass the leaf mass loss from microbial decomposition will rise with temperature. A

linear regression model was build and corresponding data were found with Akaike information criterion (AIC). Significantly positive correlation was found between ergosterol concentration and ammonium concentration in large mesh sizebags (ANOVA $F = 13.8092$; $df=1$; $p\text{-value} < 0.05$), and significant correlation was found between water temperature and ergosterol concentration (ANOVA $F = 16.6598$; $df=1$; $p\text{-value} < 0.05$), ergosterol concentration and sulphate concentration (ANOVA $F = 6.3126$; $df=1$; $p\text{-value} < 0.05$), and between ergosterol concentration and nitrite concentration (ANOVA $F = 4.9894$; $df=1$; $p\text{-value} < 0.05$).

12. 3. Leaf litter decomposition of invasive and non-native leaf types

12. 3. 1. The decomposition of non-native species were faster, than that of the native species in Torna-stream at Devecser and at Ajka-Tósokberénd. A significant difference wasn't found between the two sampling point and the decomposition rate (ANOVA $F = 0.613$; $df=1$; $p\text{-value} = 0.435$). Significant correlation was found between decay rate and leaf type (ANOVA $F = 16.38$; $df=5$; $p\text{-value} < 0.05$), and between leaf type and tipology of species (invasive, native) (ANOVA $F = 25.84$; $df=1$; $p\text{-value} < 0.05$) In contrast, decomposition coefficient of acacia (*Robinia pseudoacacia*) leaf litter was lower and it was similar to the decay rates of natural leaf types. The decay rate of this leaf type was effected by size of petioles.

Mellékletek

1. táblázat: A Torna-pataokban elvégzett kísérlet során kapott bomlási együttható fafajokkénti Neményi post hoc összehasonlítás eredménye

fafajok	mean.rank.diff	p-value
Bpen-Apse	-0.3333333	1.0000
Forn-Apse	10.8333333	0.7641
Fsyl-Apse	-9.6666667	0.8599
Phy-Apse	-5.0000000	0.9976
Pop-Apse	5.5000000	0.9953
Qpet-Apse	-6.0000000	0.9916
Salb-Apse	6.0000000	0.9916
Tcor-Apse	9.1666667	0.8927
Forn-Bpen	11.1666667	0.7324
Fsyl-Bpen	-9.3333333	0.8823
Phy-Bpen	-4.6666667	0.9985
Pop-Bpen	5.8333333	0.9930
Qpet-Bpen	-5.6666667	0.9943
Salb-Bpen	6.3333333	0.9879
Tcor-Bpen	9.5000000	0.8714
Fsyl-Forn	20.5000000	0.0415 *
Phy-Forn	-15.8333333	0.2605
Pop-Forn	-5.3333333	0.9962
Qpet-Forn	-16.8333333	0.1874
Salb-Forn	-4.8333333	0.9981
Tcor-Forn	-1.6666667	1.0000
Phy-Fsyl	4.6666667	0.9985
Pop-Fsyl	15.1666667	0.3178
Qpet-Fsyl	3.6666667	0.9998
Salb-Fsyl	15.6666667	0.2742
Tcor-Fsyl	18.8333333	0.0872
Pop-Phy	10.5000000	0.7940
Qpet-Phy	-1.0000000	1.0000
Salb-Phy	11.0000000	0.7485
Tcor-Phy	14.1666667	0.4148
Qpet-Pop	-11.5000000	0.6993
Salb-Pop	0.5000000	1.0000
Tcor-Pop	3.6666667	0.9998
Salb-Qpet	12.0000000	0.647
Tcor-Qpet	15.1666667	0.3178
Tcor-Salb	3.1666667	0.9999

2. táblázat: A modell során kapott bomlási együttható fajokkénti Neményi post hoc összehasonlítás eredménye

fajok	mean.rank.diff	p-value
Bpen-Apse	1.00000	1.0000
Forn-Apse	11.0000	0.7485
Fsylv-Apse	-7.8333333	0.9549
Phy-Apse	-3.00000	0.9999
Pop-Apse	6.0000	0.9916
Qpet-Apse	-4.3333333	0.9991
Salb-Apse	9.1666667	0.8927
Tcor-Apse	9.0000000	0.9025
Forn-Bpen	10.0000000	0.8352
Fsylv-Bpen	-8.8333333	0.9116
Phy-Bpen	-4.0000000	0.9995
Pop-Bpen	5.0000000	0.9976
Qpet-Bpen	-5.3333333	0.9962
Salb-Bpen	8.1666667	0.9426
Tcor-Bpen	8.0000000	0.9490
Fsylv-Forn	-18.8333333	0.0872
Phy-Forn	-14.0000000	0.4320
Pop-Forn	-5.00000	0.9976
Qpet-Forn	-15.33333	0.3028
Salb-Forn	-1.8333333	1.0000
Tcor-Forn	-2.00000	1.0000
Phy-Fsylv	4.8333333	0.9981
Pop-Fsylv	13.8333	0.4495
Qpet-Fsylv	3.5000	0.9998
Salb-Fsylv	17.0000	0.1769
Tcor-Fsylv	16.83333	0.1874
Pop-Phy	9.0000	0.9025
Qpet-Phy	-1.3333	1.0000
Salb-Phy	12.66667	0.6295
Tcor-Phy	12.0000	0.6473
Qpet-Pop	-10.333	0.8082
Salb-Pop	3.1666667	0.9999
Tcor-Pop	3.000	0.9999
Salb-Qpet	13.50	0.4849
Tcor-Qpet	13.33333	0.529
Tcor-Salb	-0.1666667	1.0000

2. táblázat: Az ergoszterol koncentráció és a vízkémiai paraméterek kapcsolatának vizsgálatára lineáris regresszióval felépített modellből az Akaike- féle információs kritériummal (AIC) számolt értékek a planktonhálós zsákok esetében

Step	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid.Dev	AIC
1.				61	57.19233	0.74101
2. NO ₃ ²⁻	1	3.054472*10 ⁻⁰⁵		62	50.92287	-1.25893
3 vízsebesség	1	5.180747*10 ⁻⁰⁴		63	50.92339	-3.25814
4 DO	1	1.369775*10 ⁻⁰²		64	50.93709	-5.23716
5 vízmélység	1	2.179186*10 ⁻⁰²		65	50.95888	-7.20380
6 pH	1	7.201332*10 ⁻⁰²		66	51.03089	-9.09366
7 PO ₄ ³⁻	1	5.061926*10 ⁻⁰²		67	51.08151	-11.01632
8 TP	1	1.977943*10 ⁻⁰¹		68	51.27931	-12.71488
9 Cl ⁻	1	2.267029*10 ⁻⁰¹		69	51.50601	-14.37081
10 vezetőképesség	1	2.966766*10 ⁻⁰¹		70	51.80269	-15.92281
11 NH ₄ ⁺	1	3.679685*10 ⁻⁰¹		71	51.17065	-17.37071

3. táblázat: Az ergoszterol koncentráció és a vízkémiai paraméterek kapcsolatának vizsgálatára lineáris regresszióval felépített modellből az Akaike- féle információs kritériummal (AIC) számolt értékek a planktonhálós zsákok esetében

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
víz hőmérséklet	1	12.242	12.2416	16.6598	0.0001156
DO	1	0.683	0.6826	0.9290	0.3383873
m-lúgosság	1	2.411	2.4109	3.2810	0.0743162
KOI	1	1.190	1.1895	1.6188	0.207408
SO ₄ ²⁻	1	4.639	4.6385	6.3126	0.0142616
NO ₂ ⁻	1	3.6660	3.6662	4.9894	0.028654
residuals	71	52.171	0.7348		

2. táblázat: Az ergoszterol koncentráció és a vízkémiai paraméterek kapcsolatának vizsgálatára lineáris regresszióval felépített modellből az Akaike- féle információs kritériummal (AIC) számolt értékek a planktonhálós zsákok esetében

Step	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid.Dev	AIC
1.				61	57.19233	0.74101
2. DO%	1	9.790494*10 ⁻⁰⁶		62	57.19234	7.79746949
3 DO	1	5.026125*10 ⁻⁰⁴		63	57.19284	5.79815496
4 KOI	1	1.67701010 ⁻⁰²		64	57.20961	3.82102279
5 NO ₂ ⁻	1	1.4307341*10 ⁻⁰²		65	57.25269	1.87972729
6 vízsebesség	1	3.226880*10 ⁻⁰²		66	57.28495	0.07632268
7 SO ₄ ²⁻	1	3.147829*10 ⁻⁰²		67	57.31643	2.03347318
8 pH	1	3.665256*10 ⁻⁰¹		68	57.68296	3.53626894
9 Cl ⁻	1	6.970619*10 ⁻⁰¹		69	58.38002	-4.59933829
10 TP	1	5.543360*10 ⁻⁰¹		70	58.93436	-5.86219880
vezetőképesség	1	3.408048*10 ⁻⁰¹		71	59.27516	7.41244059
NO ₃ ⁻	1	6.560333*10 ⁻⁰¹		72	59.93119	-8.55391058
víz hőmérséklet	1	1.303133		73	61.23433	8.87606853

5. táblázat: Az ergoszterol koncentráció és a vízkémiai paraméterek kapcsolatának vizsgálatára lineáris regresszióval felépített modellből az Akaike-féle információs kritériummal (AIC) számolt értékek a planktonhálós zsákok esetében

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
vízmélység	1	2.311	2.3108	2.7548	0.1012542
m-lúgosság	1	1.498	1.4983	1.7862	0.1855445
PO ₄ ³⁻	1	0.373	0.3731	0.4448	0.5069297
NH ₄ ⁺	1	11.584	11.5835	13.8092	0.0003936
residuals	73	61.234	0.8388		